

BAWIU – Biologisch abbaubare Werkstoffe in der Umwelt

Forschungsprojekt über den Einfluss und Nachweis von
biologisch abbaubaren Werkstoffen in der Umwelt



Datum: 22.12.2025

Ort: Wädenswil

Auftraggeber:

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Abfall und Rohstoffe, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK)
www.bafu.admin.ch

Auftragnehmerin:

Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW)
Grüntalstrasse 14, Postfach, CH-8820 Wädenswil
www.zhaw.ch

Autoren/-innen:

Gächter Amanda
Gerner Gabriel
Hüsch Ragini S.
Pielhop Thomas
Thalmann Basil
Wanner Rahel
Baier Urs
Kronbach Julian
Neira Anuschka
Reichmuth Cedric
Bernet Silvio

Unter Mitarbeit von:

Balga Timon
Cavelti Elia
Hammer Martina
Hänni Jacob
Iseli Jonas
Kälin Manuel
Müller Lino
Tophinke Alissa

Zitiervorschlag:

BAWIU - Biologisch abbaubare Werkstoffe in der Umwelt. Gächter, A. et al., 2025

Ansprechpersonen ZHAW:

Allgemeine Rückfragen	Gabriel Gerner, gabriel.gerner@zhaw.ch Thomas Pielhop, thomas.pielhop@zhaw.ch
Regulatorisches Umfeld	Ragini S. Hüsch, ragini.huesch@zhaw.ch

Leitung BAFU:

Sibylla Hardmeier, Abteilung Abfall und Rohstoffe
Romy Tebib, Abteilung Abfall und Rohstoffe

BAFU-Vertragsnummer: 22.0021.PJ / 8E2C7D685

Dieses Projekt wurde im Auftrag des BAFU verfasst. Für den Inhalt und die Schlussfolgerungen sind ausschliesslich die Autorinnen und Autoren dieses Berichts verantwortlich.

Foto Erste Seite: A. Gächter, 2025

Wozu das Forschungsprojekt «Biologisch abbaubare Werkstoffe in der Umwelt»?



Weltweit besteht ein wachsendes **Interesse, den Eintrag von fossilen resp. persistenten Kunststoffen in die Umwelt zu reduzieren**. Biologisch abbaubare Werkstoffe (BAW) sind aufgrund ihrer vielfältigen Eigenschaften und ihrer Abbaubarkeit häufig Hoffnungsträger. Aber auch ihre Eintragspfade in die Umwelt sind vielfältig und das Verhalten von BAW unter unterschiedlichen Umweltbedingungen ist nicht einheitlich. Häufig fehlen belastbare Methoden für den Nachweis von BAW.

Das vorliegende Projekt «BAWIU – Biologisch abbaubare Werkstoffe in der Umwelt» nimmt sich dieser Thematik umfassend an. Es gibt einen **Überblick über die Situation in der Schweiz** und identifiziert prioritäre Massnahmen in den unterschiedlichen Handlungsfeldern.



In der Schweiz besteht ein wachsender Markt für BAW-Produkte. Seine Akteure, ihre Rollen und die von ihnen vermarkteten BAW-Produkte sind teilweise nicht überschaubar. Hier setzt das vorliegende Projekt an und gibt in **Kapitel 2 einen Überblick über den aktuellen BAW-Markt in der Schweiz**. Die umgesetzten Mengen und die wichtigsten Materialien und Produkte werden identifiziert. Die Arbeiten umfassen zudem Empfehlungen zur Verbesserung der Informationslage und zur Koordination von End-of-Life-Optionen.



Der Bund sowie viele Akteure aus der Wirtschaft und der Wissenschaft unterstützen Massnahmen zur Reduktion der Kunststoffverschmutzung. Viele Massnahmen orientieren sich aufgrund des internationalen Marktes stark am europäischen Umfeld. In Regulierungen auf nationaler und kantonaler Ebene sind Massnahmen formuliert, welche negative Auswirkungen von Kunststoffen verhindern und den sinnvollen Ersatz durch BAW fördern. Das **Kapitel 3** des vorliegenden Berichts gibt eine **Einführung in das regulatorische Umfeld von BAW in der Schweiz und in EU-Nachbarländern**. Anwendbare Normen und Label und geltende Gesetze und Verordnungen mit Bezug zu BAW werden reflektiert und Massnahmen zu deren Entwicklung werden vorgeschlagen.



Gleich wie fossile respektive persistente Kunststoffe weisen auch BAW ein breites Spektrum an Grundbausteinen, Eigenschaften, Anwendungen und Umweltfaktoren auf. Es ist nicht einfach, verschiedene BAW-Produkte systematisch miteinander zu vergleichen. Im vorliegenden Bericht nimmt sich **Kapitel 4** dieser Problematik an. BAW werden nach **Eigenschaften auf Produkt- und Materialebene** gruppiert und ergänzt durch spezifische Informationen zu den jeweiligen Eintragspfaden konventioneller Kunststoffe in die Umwelt und deren Substitutionspotenzial, zum biologischen Abbau und zur Umweltrelevanz. Diese Informationen werden in Form einer Datenbank



erfasst. Zusätzlich besteht eine tabellarische Bewertungsmethode von Produkten und Materialien hinsichtlich ihres Umwelteinflusses.

Um das Verhalten von BAW in der Umwelt zu bewerten sind Kenntnisse der einzelnen Stoffe und der Umweltbedingungen erforderlich. Zusätzlich werden Analysemethoden benötigt, welche BAW-spezifisch, mit hoher Genauigkeit und mit belastbaren Ergebnissen in komplexen Umgebungen wie Boden und Abfall angewandt werden können. Eine Hauptaufgabe des Projekts BAWIU ist die **Entwicklung von robusten und anwendungstauglichen Methoden zum qualitativen und zum quantitativen Nachweis von BAW in Umweltproben**. Theorie und Praxis dieser Methoden sind in **Kapitel 5** dargestellt.



Abgerundet wird dieser Bericht durch einen **Ausblick**, in welchem die erarbeiteten Ergebnisse mit Blick auf offene Fragen und mögliche Folgearbeiten reflektiert werden.

Kapitel 6 umfasst zudem ein umfassendes **Literatur- und Quellenverzeichnis**. Mehrere Hundert Quellenverweise erlauben es, sich bei Bedarf vertieft mit der Materie zu befassen.

Zusammenfassung

Vor dem Hintergrund der zunehmenden Umweltbelastung durch Kunststoffe und der Unsicherheiten rund um biologisch abbaubare Werkstoffe (BAW) verfolgt das Projekt «Biologisch abbaubare Werkstoffe in der Umwelt» (BAWIU) das Ziel, deren Einfluss auf die Umwelt differenziert zu analysieren und geeignete Nachweismethoden zu entwickeln – basierend auf Literaturrecherche, Marktanalyse und experimenteller Laborarbeit.

Überblick zum aktuellen Stand von BAW in der Schweiz

Im Jahr 2022 betrug die rückgemeldete Menge der in Umlauf gebrachten BAW-Produkte in der Schweiz gemäss Umfrage 8600 t. Im Vergleich zu den Daten der Vorgängerstudie von 2016 (3000 t) entspricht dies einer Steigerung um den Faktor 2.9. Im Verhältnis zum gesamten Kunststoffverbrauch in der Schweiz, der jährlich etwa 1 Million Tonnen beträgt, machen BAW-Produkte mengenmässig zwar nur einen kleinen Anteil aus. Dennoch ist ihre Bedeutung nicht zu unterschätzen – insbesondere im Hinblick auf ökologische Innovationen, neue Materialentwicklungen und die zunehmende Nachfrage nach nachhaltigen Alternativen. Der Grossteil der BAW-Produkte (85 %) wird über den Business-to-Business-Sektor (B2B) an Gastronomiebetriebe, einschliesslich Take-away, geliefert – darunter fallen Artikel wie Teller oder Besteck. Weitere 10 % entfallen auf Produkte aus dem Detailhandel, insbesondere Lebensmittelverpackungen und Kompostbeutel. Die verbleibenden 5 % verteilen sich auf Kleinmengen aus verschiedenen Branchen, darunter Verpackungen, Materialneuheiten, Haushaltsbedarf und Hygieneprodukte. Das neu erstellte Verzeichnis der Akteure – darunter Importeure, Händler, Innovationsunternehmen, Bildungsinstitutionen und Interessenverbände – umfasst insgesamt 124 Einträge, von denen 26 Akteure die Umfrage vollständig ausgefüllt haben. Die Umfrage wurde im Zeitraum 2022 bis 2024 durchgeführt mit Erhebungsjahr 2022. Die grösste Materialgruppe stellen cellulosebasierte Materialien mit 74 %, gefolgt von PLA mit 21 % und PBAT mit 4 %. Die übrigen 2 % entfallen auf sonstige Materialien. Von der Gesamtmenge von 8600 t wird geschätzt, dass 1077 t (13 %) über die Grüngutschiene entsorgt werden. Der überwiegende Rest gelangt in die energetische Verwertung, also in die Kehrichtverbrennung. Es besteht Bedarf an einer Verbesserung der Datenlage, insbesondere hinsichtlich der Materialdeklaration und der Stoffströme. Eine Koordination der Entsorgungsmöglichkeiten im Bereich Verwertung und Recycling ist notwendig, um die Rückführung geeigneter Materialien zu verbessern und Fehlwürfe zu reduzieren.

Normen, Labels und Regulationen

In der Schweiz gibt es bislang nur wenige konkrete Vorschriften, die BAW betreffen. Die EU hingegen hat in den letzten Jahren eine umfassende Strategie für den Umgang mit Kunststoffen entwickelt, die auch die Verwendung von BAW regelt. Diese orientiert sich stark an der Abfallhierarchie. Die Reduktion des Konsums kurzlebiger Produkte, eine Erhöhung der Lebenszeit von Produkten, Wiederverwendbarkeit, Reparatur oder gemeinsame Nutzung von Produkten erhalten eine höhere Priorität als der Ersatz durch biologisch abbaubare Materialien. BAW sollen in der EU nur angewandt werden, wenn sich durch ihren Einsatz eine geringere Umweltbelastung oder ein sonstiger Vorteil ergibt. Dies ist z. B. der Fall, wenn der Eintrag von Kunststoffen in die Umwelt nicht verhindert werden kann. Zur Beurteilung der Umweltbelastung sollen Ökobilanzen verwendet werden. Um Handelshemmnissen vorzubeugen, orientiert sich die Schweiz im Bereich Kunststoff an den Regulationen der EU. Da EU-Regulationen für die Schweiz nicht rechtsbindend sind, können gut etablierte Branchenlösungen wie der Gitterdruck als Kennzeichnung von BAW weiterhin angewandt werden. Zur Sicherstellung der Umweltverträglichkeit sowie der Prozessverträglichkeit von BAW z. B. auf Grüngutanlagen sollten vorhandene Normen überarbeitet und weitere Normen erarbeitet werden. Zertifizierungsprogramme und Labels sollten harmonisiert werden und stets auf anwendungsspezifischen Normen basieren. Bei der Verwertung von BAW sollten Nutzungsaspekte stärker

berücksichtigt werden: sie sollten nur dann in Grüngutanlagen verwertet werden, wenn sich Vorteile für die Logistik, für die Verwertungstechnologie oder für die Produkte (Recyclingdünger) ergeben. Weiterer Handlungsbedarf besteht hinsichtlich einer einheitlichen und leicht verständlichen Kennzeichnung von BAW sowie einer Informationspflicht gegenüber Verbrauchern. Angedacht und in der EU ab 2028 vorgesehen sind z. B. Entsorgungshinweise, welche mit einfach verständlichen Piktogrammen den korrekten Entsorgungsweg aufzeigen. Nach Ansicht der Autoren/-innen sind Entsorgungshinweise für die Verbraucher/-innen wichtiger als Angaben zur Abbaubarkeit, da letztere zu ungewollten Fehlwürfen führen können. Aktuell werden durch die Plattform Compostable by Design (CbDP) und die Fachgruppe Biokunststoffe von Swiss Recycle unter Mitarbeit relevanter Akteure in der Schweiz und der EU Rahmenbedingungen geschaffen für ein nachhaltiges Design, die sichere und umweltgerechte Verwertung und die Kennzeichnung und Kommunikation von BAW. Die Plattform Safe and Sustainable by Design (SSbD) schafft entsprechende Rahmenbedingungen für Materialien und Produkte auch über den Rahmen von BAW hinaus.

Gruppierung und Charakterisierung von BAW

Da keine einheitliche und vollständige Klassifikation für BAW vorliegt, wurde eine neue Systematik erarbeitet, die sowohl die Produktebene (Anwendungskontext) als auch die Materialebene (stoffliche Eigenschaften) umfasst. Die Abklärungen zeigen, dass eine differenzierte, mehrdimensionale Systematik nötig ist, um die komplexen Eigenschaften von BAW-Produkten abzubilden. Besonders cellulose- und stärkebasierte Materialien bilden grosse Gruppen, die für eine gezielte Beurteilung feinere Klassierungen benötigen. Die neu vorgeschlagene Gruppierung berücksichtigt vielfältige Kriterien wie Materialart, Form, Wiederverwendbarkeit, Verschmutzungsgrad, visuelle Erkennbarkeit, Abbaurate und biogenes Potenzial. Durch die Einbindung der Rückmeldungen der Akteure (Kapitel 2) konnte die Systematik zudem praxisnah und anwendungsorientiert gestaltet werden.

Für die Bewertung der Relevanz von BAW-Produkten ist die Kenntnis der Eintragspfade und -mengen konventioneller Kunststoffe in die Umwelt grundlegend. Ziel der folgenden Analyse ist es daher, potenzielle Substitutionsmöglichkeiten durch BAW zu identifizieren und zu bewerten. Die Analyse der Eintragspfade von Kunststoffen in den Boden basiert auf einer Literaturrecherche mit dem Ziel, Potenziale für die Substitution konventioneller Kunststoffe durch BAW zu identifizieren. In Bezug auf die Hauptfreisetzungquellen ist zu erkennen, dass die grösste Freisetzung von (konventionellen) Kunststoffen im Zusammenhang mit Strassen (insbesondere Reifenabrieb) entsteht. Es folgen Freisetzungen, die rund um den Bau, den Abbruch und die Nutzung von Gebäuden und Sport-/Spielplätzen entstehen. Freisetzungen in der Landwirtschaft, aus Haushalten und dem Gewerbe setzen die Liste fort. Für die Bewertung von Substitutionspotenzialen sind jedoch weniger die Freisetzungquellen als vielmehr die tatsächlichen Einträge in die Umwelt massgeblich, da Rückhaltemechanismen ein wirksames Instrument zur Minderung der Umweltbelastung darstellen können. In diesem Zusammenhang besteht ein erheblicher Bedarf an verlässlichen Daten zu Freisetzung, Rückhaltemechanismen und den resultierenden Einträgen. Ein zentraler Ansatzpunkt bleibt die Bekämpfung von Littering. Besonders Kunststoffe, deren Eintrag diffus erfolgt und die keinem Rückhaltemechanismus unterliegen, wie z. B. Mikroplastik (MP), sind vorrangige Kandidaten für eine Substitution durch BAW.

Ein zentrales Ergebnis der Literaturschau zur biologischen Abbaubarkeit von BAW ist die Diskrepanz zwischen der potenziellen Abbaubarkeit von Materialien und deren tatsächlichem Verhalten in der Umwelt. Die Heterogenität der Testbedingungen, die Vielfalt an Polymerblends und Additiven sowie die Unterschiede zwischen Material- und Produktebene erschweren eine standardisierte Bewertung. Die analysierten Studien zeigen, dass unter Freiluftbedingungen für keines der untersuchten Materialien ein gesicherter vollständiger Abbau nachgewiesen werden konnte. Einzig PHA (PHB) sowie eine Studie zu einem PBAT/PLA-Blend zeigen einen Abbaugrad, der sich im Bereich des Zielwertes bewegt. Im Boden ist gemäss Literaturrecherche nur PHA (PHB)

bedenkenlos abbaubar. Für PBAT und PBS ist ein teilweiser Abbau dokumentiert. In der Heimkompostierung ist PHA gut abbaubar. Auch PLA, PBAT – einzeln oder als Blend PLA-Stärke/PBAT-Stärke/PLA-PBAT – sowie PBS zeigen einen gewissen Abbau, erreichen jedoch in der Regel nicht die für eine Zertifizierung geforderten Abbauraten. In industriellen Kompostierungsanlagen gelten die meisten untersuchten Materialien als abbaubar. Neuere Studien zeigen jedoch, dass nicht alle Materialien unter höheren Temperaturen (thermophile Prozessführung) besser abgebaut werden. Dies betrifft insbesondere PHA (PHB) sowie PBAT-Stärke-Blends. In Vergärungsanlagen wird unter mesophilen Bedingungen einzig PHA verlässlich abgebaut. Unter thermophilen Bedingungen sind PLA sowie PBAT/PLA-Blends gut abbaubar. PHA und PBAT-Stärke-Blends zeigen einen gewissen Abbau, während PBAT und PBS ungenügend abgebaut werden. Der Einsatz ohne Rückholung bestimmter BAW-Produkte wie z. B. PLA-Mulchfolien wird unter Schweizer Klimabedingungen aus vorsorglicher Sicht derzeit nicht empfohlen, da der biologische Abbau bei tiefen Temperaturen unzureichend ist und Rückstände im Boden verbleiben können. Die laufende Forschung zum Abbau unter realistischen Umweltbedingungen ist von zentraler Bedeutung und sollte in zukünftige Bewertungen einbezogen werden, um fundierte Fortschritte zu ermöglichen. Dies betrifft neben Umwelt- und Materialfaktoren auch Produkteigenschaften, da der Abbau fertiger Produkte (z. B. kompletter Kompostbeutel) von den Ergebnissen aus Labortests mit zerkleinertem Probenmaterial (z. B. Pulver) abweichen kann.

Das Forschungsgebiet der ökotoxikologischen Effekte von BAW steht noch am Anfang. Es liegen wenige Ergebnisse aus Versuchen zu den (Langzeit-)Auswirkungen von Mikroplastik aus BAW auf das Bodensystem vor. Mögliche Auswirkungen von BAW können grob in endokrine Störungen, veränderte oder verminderte Enzymaktivität und Diversität der Mikroorganismen, cytotoxische und genotoxische Auswirkungen, Hemmung der Biomasseproduktion, Verhaltensänderungen sowie letale Effekte unterteilt werden. Die Ursachen für die ökotoxischen Effekte sind nicht abschliessend geklärt. Abhängig von dem Material, dem Verarbeitungsgrad (Rohmaterial, Endprodukt), der Partikelgrösse und -form (Makro-, Mikro-, Nanoplastik), dem Materialzustand (kompostiert, chemisch unverändert) und dem untersuchten Mikroorganismus treten unterschiedliche Effekte auf. Die ökotoxikologischen Auswirkungen scheinen spezifisch mit dem Endprodukt zusammenzuhängen. Vergleichsstudien zwischen BAW und konventionellen Kunststoffen zeigen auf, dass BAW nicht weniger (phyto)toxische Auswirkungen zeigen als konventionelle, nicht-bioabbaubare Kunststoffe. Basierend auf der gesichteten Literatur empfiehlt es sich, den ökotoxikologischen Auswirkungen von BAW mehr Aufmerksamkeit zu widmen. Ökotoxikologische Untersuchungen und allfällige darauffolgende Regulierungsmassnahmen sollten nicht auf Stufe des Rohmaterials angesetzt werden, da Verarbeitung (Additive) und Materialmischungen sich massgebend auf die Toxizität auswirken.

Aus den in der Literaturrecherche ermittelten Informationen wurde eine neue Datenbank erstellt. Hierfür wurden drei Schwerpunkte festgelegt: Eintragungen konventioneller Kunststoffe in die Umwelt, Abbauversuche und Ökotoxikologie-Untersuchungen. Zu den einzelnen Schwerpunkten wurden relevante Informationen zusammengetragen, aus welchen ein Datenbankmodell mit definierten Kriterien erstellt und in einer Access-Datenbank umgesetzt wurde. Mit Abfragen können die Daten aus verschiedenen Tabellen ausgewertet, sortiert und zusammengefasst werden. In diesem Zusammenhang wurde auch eine neue Methode zur Bewertung der Umweltrelevanz von Materialien vorgestellt, die auf den oben erwähnten drei Schwerpunkten basiert. Die entwickelte Methode bietet dabei ein flexibles Werkzeug zur Einschätzung, ist aber auf transparente Materialdaten angewiesen. Auf Basis der Datenbank und der Bewertungsmethode kann der Umwelteinfluss konkreter Produkte bewertet werden. Die daraus resultierende Rangliste der problematischsten Produkte stellt ein zentrales Ergebnis des Projekts dar und bietet eine wichtige Grundlage für weitere Priorisierungen und Handlungsempfehlungen.

Methodenentwicklung BAW-Analytik

Es sind nur wenige Methoden für die Analyse von BAW in der Umwelt dokumentiert. Daher wurde die Übertragbarkeit konventioneller und häufig angewandter Methoden der Mikroplastikbestimmung von nicht abbaubaren Polymeren auf BAW untersucht und ferner für organische Matrizen (Boden, Kompost, Gärgut) weiterentwickelt. Bei der Auswahl der Methoden wurde darauf geachtet, dass sie kosten- und zeiteffizient sind und eine breite Anwendbarkeit gewährleisten. Als repräsentative BAW wurden PLA, PBAT, PBS und PHB ausgewählt. Desweiteren wurden mit PE und PET zwei konventionelle, fossilbasierte Werkstoffe in die Studie mit aufgenommen, um eine robuste Methode zu entwickeln, mit der sich BAW von herkömmlichen Werkstoffen in der Probe unterscheiden lassen.

Aus einer Vielzahl angewandter Methoden wurden zwei Analysemethoden ausgewählt. Die eine Methode basiert auf der Kombination von Lösemittlextraktion und anschliessender Kernspinresonanzspektroskopie (NMR), welche sich bereits für den Nachweis und die Quantifizierung von PBAT in Bodenproben bewährt hat. Für eine breite und kostengünstige Anwendung wurde hierbei die Verwendung eines Benchtop-NMR näher untersucht. Als weitere Methode wurden die Dichteseparation mit anschliessender Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie (FT-IR) untersucht. Diese Methode ist weit verbreitet und hat sich für herkömmliche Polymere etabliert.

Bei der Lösungsmittlextraktion konnte gezeigt werden, dass PLA, PBAT, PBS und PHB mittels Dichlormethan (DCM)/Methanol extrahiert werden können. Die Extraktion von PE ist mittels DCM möglich. Für PET müssen weitere Lösungsmittel getestet werden. Die NMR-Methode zur Bestimmung von PBAT konnte erfolgreich auf ein Benchtop-NMR übertragen werden, womit die generelle Machbarkeit der kostengünstigeren Methode demonstriert wurde. Weitere Versuche haben gezeigt, dass wahrscheinlich auch PLA, PBS, PHB und PET in den organischen Matrizen (Boden, Kompost, Gärgut) mittels Benchtop-NMR analysiert werden könnten. Bei der Verwendung der FT-IR Analytik war die Probenaufbereitung ein ausschlaggebender Faktor für die Qualität der Resultate. Der organische Anteil in den Matrizen Boden, Kompost und Gärreste stellte hierbei ein grosses Hindernis dar. Zur verbesserten Überwachung der Aufbereitung wurden Qualitätskontrollen mit fluoreszierenden Mikroplastik-Kügelchen eingeführt. Resultate zur Wiederfindung haben hierbei gezeigt, dass über 50 % der Kontrollpartikel bei der Separation in der Matrix Boden verloren gehen, was auf einen Minderbefund von MP-Partikeln schliessen lässt. Kompost- und Gärgutproben enthalten grosse Mengen an cellulosehaltigem Material, das weder durch die Fenton-Reaktion ausreichend entfernt werden konnte noch eine Dichtentrennung zulies. Dies führte zu erheblichen Problemen und verhinderte eine Separation der Mikroplastikpartikel. Diese Ergebnisse zeigen die Schwierigkeiten bei der Probenaufbereitung von organischen Matrizen deutlich auf.

Die Ergebnisse des Projekts zeigen, dass BAW zwar Potenzial für ökologische Innovationen bieten, ihre tatsächliche Umweltverträglichkeit jedoch stark vom Anwendungskontext und den Entsorgungswegen abhängt. Für eine nachhaltige Nutzung sind verlässliche Daten, klare Kennzeichnungen und differenzierte Bewertungsmethoden entscheidend. Angesichts des wachsenden Einsatzes von BAW wird auch ihre analytische Erfassung in Umweltproben immer relevanter. Hierfür ist weiterführende Entwicklung einer standardisierten und anerkannten Analytikmethode notwendig. Im folgenden Visual Abstract werden die Kernthemen der Kapitel zur besseren Übersicht veranschaulicht.

1 Einleitung

Zielsetzung, Begriffsdefinitionen und Abgrenzung, aktueller Stand der Forschung

2 Überblick zum aktuellen Stand von BAW in der Schweiz

- Recherche der Schweizer BAW-Akteure
- Umfrage der Akteure über BAW-Produkte in der Schweiz

3 Regulatorisches Umfeld von BAW

- Normen und Label
- Regulation von BAW in der Schweiz und ihren Nachbarländern
- Massnahmen zum nachhaltigen Umgang mit BAW in der Schweiz

4 Gruppierung und Charakterisierung

5 Methodenentwicklung BAW-Analytik

Test auf Übertragbarkeit von konventioneller Mikroplastikanalyse und -quantifizierung (Benchtop-NMR, FT-IR-Mikroskop) in organischen Matrizen für BAW (PLA, PBAT, PBS, PHB)

4.1 Gruppierung

Gruppierung von BAW-Materialien und -Produkten

4.2 Eintragspfade in die Umwelt

Literaturrecherche zu Mengen und Fliesswegen fossiler Kunststoffe als Grundlage für gezielte Substitution durch BAW

4.3 Biologische Abbaubarkeit von BAW

Literaturrecherche zum Abbau verschiedener BAW unter unterschiedlichen Umwelt- und Prozessbedingungen

4.4 Umweltrelevanz

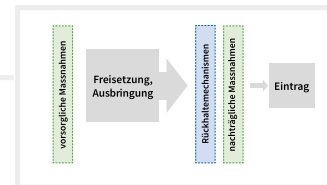
- Literaturrecherche zur Auswirkung von konventionellem Kunststoff auf das Bodenökosystem
- Literaturrecherche zur ökotoxikologischen Bewertung von BAW

4.5 Datenbank

Aufbau einer Access-Datenbank, welche Abfragen zu Resultaten der Literaturrecherchen aus 4.2 bis 4.4 erlaubt

4.6 Bewertung

Einfache, adaptierbare Methode zur Bewertung des Umwelteinflusses von BAW-Produkten. Als Beispiele dienen die Produkte aus der Umfrage (Kapitel 2)



Abstract

In light of the increasing environmental impact of plastics and the uncertainties surrounding biodegradable materials (BM), the «Biodegradable Plastics in the Environment» project (BAWIU) aims to analyse the impact of these materials on the environment in a differentiated manner and to develop suitable detection methods based on literature research, market analysis and experimental laboratory work.

Overview of the current status of BM in Switzerland

In 2022, the reported quantity of biodegradable material (BM) products introduced into circulation in Switzerland was, according to the survey, 8,600 tonnes. In a previous study (2016), 3,000 tonnes were recorded, meaning the amount of BM introduced into circulation has increased by a factor of 2.9. In relation to the total plastic consumption in Switzerland, which totals approximately 1 million tonnes annually, BM products account for only a small proportion of that quantity. Nevertheless, their impact should not be underestimated, especially in relation to ecological innovations, new material developments and the increasing demand for sustainable alternatives. The majority of BM products (85 %) are circulated within the business-to-business (B2B) sector, with a particular focus on catering establishments, including take-away restaurants that require items such as plates or cutlery. A further 10 % comprises retail products such as food packaging and compost bags. The remaining 5 % can be found in small quantities in various industries as packaging, novel materials, household supplies and hygiene products. Following the survey, a list of stakeholders was created with 124 entries to identify relevant importers, distributors, innovative companies, educational institutions and interest groups, of which 26 stakeholders completed the survey in full. The survey was carried out between 2022 and 2024 for data from 2022. The largest material group is cellulose-based materials (74 %), followed by PLA (21 %) and PBAT (4 %), and the remaining 2 % is accounted for by other materials. Of the total quantity of 8,600 tonnes, it is estimated that 1,077 tonnes (13 %) were disposed of via green-waste systems. The majority of the remainder was used for energy recovery, i.e. waste incineration. There is a need to improve data collection and labelling, in particular in terms of material declaration and material flows. Coordination of disposal options for reprocessing and recycling is necessary in order to improve the reuse of suitable materials and to reduce waste.

Standards, labels and regulations

In Switzerland, there are only a few regulations relating to BM. The EU, on the other hand, has developed a comprehensive strategy for dealing with plastics in recent years, including the use of BM. This is predominantly based on the waste hierarchy, which dictates that reducing the consumption of short-lived products, increasing the lifetime of products, reusability, and repair or sharing of products are given a higher priority than replacing them with biodegradable materials. BM should only be used in the EU if their use results in a lower environmental impact or other benefits, for example, if the introduction of plastics into the environment cannot be prevented. Furthermore, life cycle assessments should be used to assess the environmental impact. In order to prevent trade barriers, Switzerland aligns itself with EU regulations on plastics. However, since EU regulations are not legally binding for Switzerland, well-established industry solutions, such as labels like *Gitterdruck*, can continue to be used to identify BM. In order to ensure the environmental and process compatibility of BM existing standards for green waste plants should be revised and further standards developed. Certification programmes and labels should be harmonised and always based on application-specific standards. In the recycling of BM, usage aspects should be taken more into account, i.e. they should only be recycled in green waste plants if there are benefits in terms of logistics, recycling technology or products (recycled fertiliser). There is also a need for further action concerning standardised and easily understandable labelling of BM as well as a duty to inform consumers. For example, the EU envisages introducing disposal instructions from 2028 that will use

easily understandable pictograms to show correct disposal procedures. According to the authors, disposal instructions for consumers are more important than information on degradability, as the latter can lead to unwanted misuse. Currently, the Compostable by Design (CbDP) platform and Swiss Recycle's Bioplastics Group are working with relevant stakeholders in Switzerland and the EU to establish framework conditions for sustainable design, safe and environmentally friendly recycling, as well as the labelling of and communication of information concerning BM. The Safe and Sustainable by Design platform (SSbD) also develops appropriate framework conditions for non-BM materials and products.

Grouping and characterisation of BM

Since there is no standardised and complete classification for BM, a new system has been developed that includes both product level (application context) and material level (material properties) considerations. Investigations show that a differentiated, multidimensional system is necessary to map the complex properties of BM products. Cellulose- and starch-based materials in particular form large groups that require more differentiated classifications to allow for targeted assessment. The newly proposed grouping considers a variety of criteria such as material type, shape, reusability, degree of contamination, visual recognition, degradation rate and biogenic potential. By integrating feedback from stakeholders (Chapter 2), the system can be designed to be practical and application oriented.

To assess the relevance of BM products, information about the pathways through which plastics enter the soil and the quantities of conventional plastics in the environment is needed. The aim of the following analysis is to therefore identify and evaluate the potential of BM to replace other products. The analysis of the pathways through which plastics enter the soil is based on a literature review that examines the potential for replacing conventional plastics with BM. The largest release of (conventional) plastics into soil has been identified as being connected to roads, especially through tyre abrasion. This is followed by releases that occur from construction, demolition, and the use of buildings, sports grounds and play areas. Further releases originate from agriculture, households and industry. To assess replacement potential, however, it is not so much the sources of release as much as the actual inputs into the environment that are decisive, since restraint mechanisms can be an effective tool for reducing environmental pollution. In this context, there is a significant need for reliable data on releases, restraint mechanisms and the resulting inputs. A central starting point remains the fight against littering. Plastics are priority candidates for replacement by BM, as they enter the environment through diffuse pathways and they are not subject to restraint mechanisms, such as those that exist for microplastics (MP).

A central result of the literature review on the biodegradability of BM is the discrepancy between the potential degradability of materials and their actual degradation in the environment. The heterogeneity of test conditions, the variety of polymer blends and additives as well as the differences between the materials and resultant products make it difficult to standardise assessment. The studies analysed indicate that none of the investigated materials reliably and completely degrade under open-air conditions. Only PHA (PHB) and a study on a PBAT/PLA blend showed a degree of degradation within the target range. According to the literature research, only PHA (PHB) can be safely degraded in soil. However, partial degradation has been documented for PBAT and PBS, and PHA is readily degradable under home composting conditions. PLA and PBAT, whether used individually or in blends of PLA starch/PBAT starch/PLA-PBAT and PBS, also show a certain degree of degradation. However, they do not generally meet the degradation rates required for certification. In industrial composting plants, most of the materials investigated are considered to be degradable. However, recent studies show that not all materials degrade better at higher temperatures (thermophilic process control). This applies to PHA (PHB) and PBAT-starch blends in particular. In fermentation plants, only PHA is reliably degraded under mesophilic conditions. Under thermophilic

conditions, PLA and PBAT/PLA blends are easily degradable, PHA and PBAT-starch blends exhibit a certain degree of degradation, while PBAT and PBS do not degrade sufficiently. From a precautionary perspective, the use of certain BM products such as PLA mulch films without recovery is currently not recommended under Swiss climate conditions, as biodegradation at low temperatures is insufficient and residues may remain in the soil. Ongoing research into degradation under realistic environmental conditions is key and should be included in future assessments to enable informed progress to be made. This applies not only to environmental and material factors but also to product properties, since finished products (e.g. complete compost bags) may degrade differently to crushed samples (e.g. powder) in laboratory tests.

Research into the ecotoxicological effects of BM is still in its earliest stages. There are few experimental results on the (long-term) effects of microplastics from BM on soil systems. The potential effects of BM can be broadly classified into endocrine disorders; altered or reduced enzyme activity and diversity of microorganisms; cytotoxic and genotoxic effects; inhibition of biomass production; behavioural changes; and lethal effects. However, the causes of ecotoxic effects have not been conclusively proven. Depending on the material, the degree of processing (raw material, end product), particle size and shape (macro, micro, nanoplastics), the material state (composted, chemically unchanged) and microorganism studied different effects occur. The ecotoxicological effects appear to be specifically related to the final product. Comparative studies of BM and conventional plastics indicate that BM do not exhibit fewer (phyto)toxic effects than conventional, non-biodegradable plastics. Based on the reviewed literature, greater attention should be paid to the ecotoxicological effects of BM. Ecotoxicological investigations and any subsequent regulatory measures should not be carried out on raw materials, as processing (additives) and material mixtures have a decisive effect on toxicity.

A new database has been created using the information identified in the literature review. For this purpose, three focal points have been defined: pathways through which conventional plastics enter the environment, degradation tests and ecotoxicology studies. Relevant information was collected for each focal point, and a database model with defined criteria was developed and implemented in an Access database. Queries can be used to evaluate, sort and summarise the data from different tables. On this basis, a new method for assessing the environmental relevance of materials was also presented, drawing on the three focal points mentioned above. This method offers a flexible tool for assessment based on transparent material data. Using the database and the associated method, the environmental impact of specific products can be assessed. The resulting ranking of the most problematic products is a key outcome of the project and provides an important basis for further prioritisation and recommendations for action.

Method development BM analytics

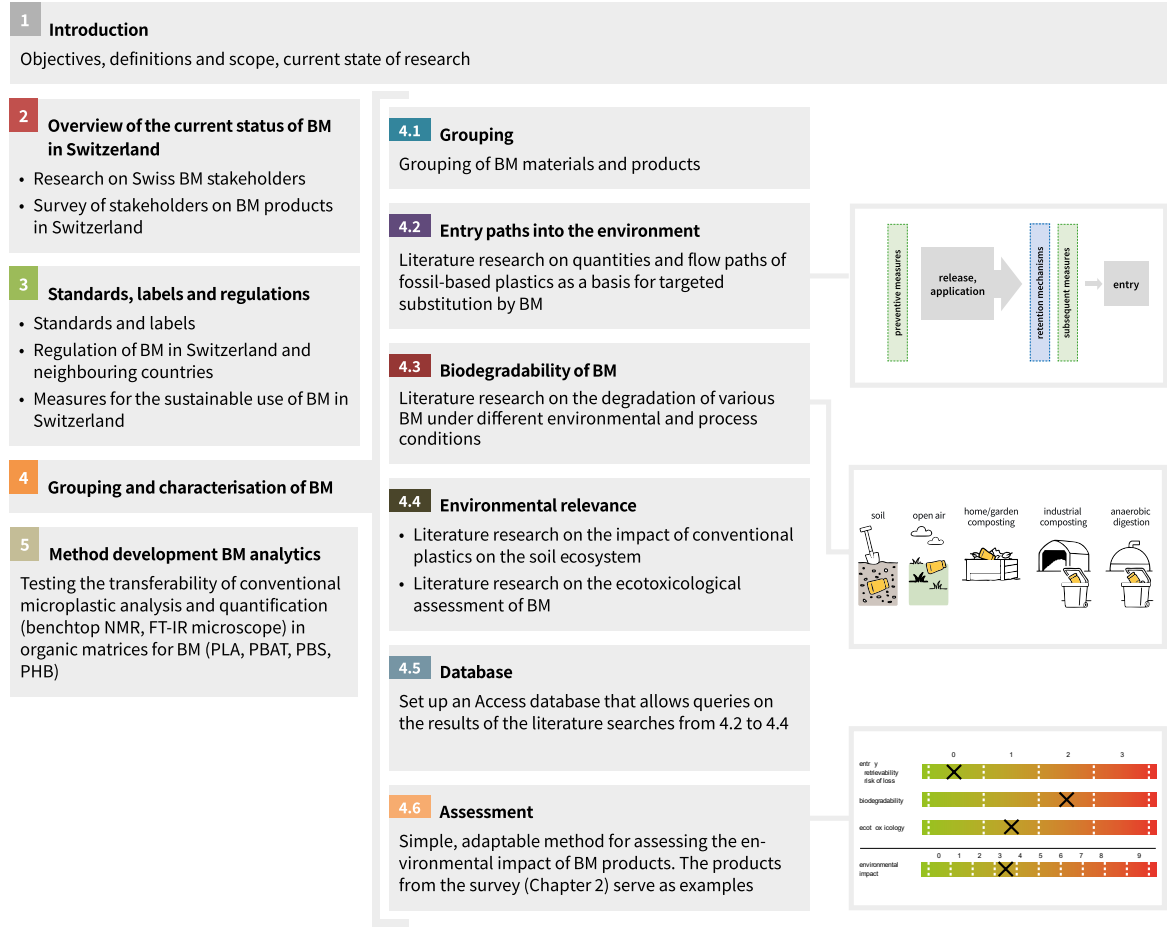
Only a few methods for the analysis of BM in the environment have been documented. Therefore, the transferability of conventional and frequently used methods for identifying microplastics of non-degradable polymers and BM was investigated and further developed for organic matrices (soil, compost, fermentation material). When selecting the methods, care was taken to ensure that they are both cost-effective and time-efficient, as well as broadly applicable. PLA, PBAT, PBS and PHB were selected as representative BM. Furthermore, two conventional, fossil-based materials, PE and PET, were also included in the study to develop a robust method for distinguishing BM from conventional materials in the sample.

Out of a large number of analysis methods currently used, two were selected. One method is based on the combination of solvent extraction and subsequent nuclear magnetic resonance spectroscopy (NMR), which has already proven to be useful for the detection and quantification of PBAT in soil samples. To facilitate widespread and cost-effective use, benchtop NMR was investigated in more

detail. The second method that was investigated was density separation with subsequent Fourier transformation infrared spectroscopy (FT-IR). This method is widely used and has been established for identifying conventional polymers.

During solvent extraction, it was seen that PLA, PBAT, PBS and PHB can be extracted using dichloromethane (DCM)/methanol, and PE can be extracted using DCM. However, other solvents must be tested for PET. The NMR method for determining PBAT was successfully transferred to a benchtop NMR, demonstrating the general feasibility of this more cost-effective method. Further tests have shown that PLA, PBS, PHB and PET could probably also be analysed in organic matrices (soil, compost, fermentation material) using benchtop NMR. For FT-IR analysis, sample preparation proved to be a decisive factor in the quality of the results. Organic content in the soil, compost and digestate matrices was a significant obstacle to analysis. To improve monitoring of the process steps, quality controls with fluorescent microplastic beads were performed. Results for recovery have shown that over 50% of the control particles were lost during separation in the soil matrix, which suggests a reduction in MP particles. Compost and fermentation material samples contain large amounts of cellulose-containing material, which could not be sufficiently removed by either the Fenton reaction or density separation. This caused significant problems and prevented microplastic particles from separating. These results clearly show the difficulties in preparing samples of organic matrices.

The results from the project show that although BM have potential to be used in ecological innovations, their actual environmental compatibility depends heavily on application contexts and disposal methods. Reliable data, clear labelling and differentiated assessment methods are crucial to ensuring their sustainable usage. In view of the growing use of BM, their analytical detection in environmental samples is also becoming increasingly important. This indicates a need for further development of a standardised and recognised analytical method. The following visual abstract illustrates the core topics of the chapters for a better overview.



Résumé

Dans un contexte d'impact environnemental croissant des matières plastiques et d'incertitudes entourant les matériaux biodégradables (MBD), le projet « Biologisch abbaubare Werkstoffe in der Umwelt » (MBDIU) – « Matériaux biodégradables dans l'environnement » – a pour objectif d'analyser de manière différenciée leur influence sur l'environnement et de développer des méthodes de détection appropriées, sur la base d'une recherche documentaire, d'une analyse de marché et de travaux expérimentaux en laboratoire.

Situation actuelle des MBD en Suisse

En 2022, selon l'enquête, la quantité déclarée de produits MBD mis en circulation en Suisse s'élevait à 8600 tonnes. Par rapport aux données de l'étude précédente de 2016 (3000 tonnes), cela correspond à une augmentation d'un facteur 2,9. Par rapport à la consommation totale de plastique en Suisse d'environ 1 million de tonnes par an, les produits MBD ne représentent qu'une petite partie. Néanmoins, leur importance ne doit pas être sous-estimée, notamment en ce qui concerne les innovations écologiques, le développement de nouveaux matériaux et la demande croissante d'alternatives durables. La majorité des produits MBD (85 %) sont livrés via le secteur interentreprises (B2B) à des établissements de restauration, y compris des restaurants proposant des plats à emporter, et comprennent des articles tels que des assiettes ou des couverts. 10 % supplémentaires concernent des produits du commerce de détail, en particulier des emballages alimentaires et des sacs de compostage. Les 5 % restants se répartissent entre de petites quantités provenant de divers secteurs, notamment les emballages, les nouveaux matériaux, les articles ménagers et les produits d'hygiène. Le nouveau répertoire des acteurs – comprenant des importateurs, des distributeurs, des entreprises innovantes, des établissements d'enseignement et des groupes d'intérêt – compte au total 124 entrées, dont 26 acteurs ont répondu à l'ensemble du questionnaire. L'enquête a été menée entre 2022 et 2024 (année de référence : 2022). Les matériaux à base de cellulose constituent le groupe le plus important avec 74 %, suivis du PLA avec 21 % et du PBAT avec 4 %. Les 2 % restants sont attribués à d'autres matériaux. Sur la quantité totale de 8600 tonnes, on estime que 1077 tonnes (13 %) sont éliminées via la chaîne de recyclage des déchets verts. La majeure partie du reste est destinée à la valorisation énergétique, c'est-à-dire à l'incinération des déchets. Il est nécessaire d'améliorer les données disponibles, en particulier en ce qui concerne la déclaration des matériaux et les flux de matières. Une coordination des possibilités d'élimination dans le domaine de la valorisation et du recyclage est nécessaire afin d'améliorer le recyclage des matériaux appropriés et de réduire les erreurs de tri.

Normes, labels et réglementations

En Suisse, il n'existe à ce jour que peu de réglementations concrètes concernant les MBD. L'UE, en revanche, a développé ces dernières années une stratégie globale pour la gestion des plastiques, qui encadre aussi l'utilisation des MBD. Cette stratégie repose sur la hiérarchie des déchets : La réduction de la consommation de produits à courte durée de vie, l'allongement de la durée de vie des produits, la réutilisabilité, la réparation ou l'utilisation partagée des produits sont considérés comme prioritaires par rapport au simple remplacement par des matériaux biodégradables. Les MBD ne doivent être utilisés dans l'UE que si leur utilisation entraîne une réduction de l'impact environnemental ou un autre avantage. C'est le cas, par exemple, lorsque l'introduction de plastiques dans l'environnement ne peut être évitée. Des analyses du cycle de vie doivent être utilisées pour évaluer l'impact environnemental. Afin d'éviter les entraves au commerce, la Suisse s'aligne sur les réglementations de l'UE dans le domaine des plastiques. Les réglementations de l'UE n'étant pas juridiquement contraignantes pour la Suisse, des solutions sectorielles bien établies, telles que l'impression en treillis pour le marquage des MBD, peuvent continuer à être utilisées. Afin de garantir la compatibilité environnementale et la compatibilité des processus des MBD, par exemple dans les

installations de traitement des déchets verts, les normes existantes doivent être révisées et de nouvelles normes doivent être élaborées. Les programmes de certification et les labels doivent être harmonisés et toujours basés sur des normes spécifiques à l'application. Lors du recyclage des MBD, les aspects liés à l'utilisation doivent davantage être pris en compte : ils ne devraient être recyclés dans des installations de traitement des déchets verts que si cela présente des avantages pour la logistique, la technologie de recyclage ou les produits (engrais recyclés). Il est également nécessaire d'agir pour mettre en place un étiquetage uniforme et facilement compréhensible des déchets verts et une obligation d'information envers les consommateurs. L'UE prévoit par exemple à partir de 2028 des consignes d'élimination indiquant la filière d'élimination appropriée à l'aide de pictogrammes faciles à comprendre. Selon les auteurs, les consignes d'élimination sont plus importantes pour les consommateurs que les informations sur la dégradabilité, car ces dernières peuvent conduire à des erreurs de tri non souhaitées. Actuellement, la plateforme Compostable by Design (CbDP) et le groupe d'experts Bioplastiques de Swiss Recycle, en collaboration avec les acteurs concernés en Suisse et dans l'UE, créent les conditions-cadres pour une conception durable, un recyclage sûr et respectueux de l'environnement, ainsi que l'étiquetage et la communication des MBD. La plateforme Safe and Sustainable by Design (SSbD) crée les conditions-cadres correspondantes pour les matériaux et les produits, même au-delà du cadre des MBD.

Groupement et caractéristiques des MBD

En l'absence d'une classification uniforme et complète pour les MBD, un nouveau système a été élaboré, qui englobe à la fois le niveau des produits (contexte d'utilisation) et celui des matériaux (propriétés physiques). Les clarifications montrent qu'un système différencié et multidimensionnel est nécessaire pour refléter les propriétés complexes des produits MBD. Les matériaux à base de cellulose et d'amidon, en particulier, forment de grands groupes qui nécessitent des classifications plus fines pour une évaluation ciblée. Le nouveau regroupement proposé tient compte de divers critères tels que le type de matériau, la forme, la réutilisabilité, le degré de salissure, la reconnaissance visuelle, le taux de dégradation et le potentiel biogène. Grâce à l'intégration des commentaires des acteurs (chapitre 2), la classification a également pu être conçue de manière pratique et orientée vers l'application.

Pour évaluer la pertinence des produits MBD, il est essentiel de connaître les voies et les quantités d'entrée des plastiques conventionnels dans l'environnement. L'objectif de l'analyse suivante est donc d'identifier et d'évaluer les possibilités de substitution potentielles par les MBD. L'analyse des voies d'entrée des plastiques dans le sol repose sur une recherche documentaire visant à identifier les possibilités de substitution des plastiques conventionnels par des plastiques biosourcés. En ce qui concerne les principales sources de rejet, on constate que le plus grand rejet de plastiques (conventionnels) est lié aux routes (en particulier l'abrasion des pneus). Viennent ensuite les rejets liés à la construction, à la démolition et à l'utilisation de bâtiments et de terrains de sport/de jeux. Les rejets provenant de l'agriculture, des ménages et des industries complètent la liste. Toutefois, pour évaluer les potentiels de substitution, ce sont moins les sources de rejet que les apports réels dans l'environnement qui sont déterminants, car les mécanismes de rétention peuvent constituer un instrument efficace pour réduire la pollution environnementale. Dans ce contexte, il existe un besoin considérable de données fiables sur les rejets, les mécanismes de rétention et les apports qui en résultent. La lutte contre le littering, le dépôt de déchets sauvages, reste un point de départ central. Les plastiques dont les rejets sont diffus et qui ne sont soumis à aucun mécanisme de rétention, tels que les microplastiques (MP), sont des candidats prioritaires pour être remplacés par des MBD.

L'un des principaux résultats de l'analyse documentaire sur la biodégradabilité des MBD est le décalage entre la biodégradabilité potentielle des matériaux et leur comportement réel dans l'environnement. L'hétérogénéité des conditions d'essai, la diversité des mélanges de polymères et des additifs ainsi que les différences entre le niveau des matériaux et celui des produits rendent

difficile une évaluation standardisée. Les études analysées montrent que, dans des conditions à l'air libre, aucune dégradation complète n'a pu être prouvée pour aucun des matériaux étudiés. Seuls le PHA (PHB) et un mélange PBAT/PLA présentent un degré de dégradabilité proche de la valeur cible. Selon la littérature, seul le PHA (PHB) est sans danger pour le sol. Une dégradabilité partielle a été documentée pour le PBAT et le PBS. Le PHA est facilement dégradable dans le compostage domestique. Le PLA, le PBAT – seul ou sous forme de mélange PLA-amidon/PBAT-amidon/PLA-PBAT – ainsi que le PBS présentent également une certaine dégradation, mais n'atteignent généralement pas les taux de dégradation requis pour la certification. Dans les installations de compostage industriel, la plupart des matériaux étudiés sont considérés comme dégradables. Cependant, des études récentes montrent que tous les matériaux ne se dégradent pas mieux à des températures plus élevées (processus thermophile). Cela concerne en particulier le PHA (PHB) et les mélanges PBAT-amidon. Dans les installations de fermentation, seul le PHA se dégrade de manière fiable dans des conditions mésophiles. Dans des conditions thermophiles, le PLA et les mélanges PBAT/PLA sont facilement dégradables. Les mélanges PHA et PBAT-amidon présentent une certaine dégradation, tandis que le PBAT et le PBS ne se dégradent pas suffisamment. L'utilisation sans récupération de certains produits MBD, tels que les films de paillage en PLA, n'est actuellement pas recommandée dans les conditions climatiques suisses, par mesure de précaution, car la biodégradation est insuffisante à basse température et des résidus peuvent rester dans le sol. Les recherches en cours sur la dégradation dans des conditions environnementales réalistes sont d'une importance capitale et devraient être prises en compte dans les évaluations futures afin de permettre des progrès fondés. Outre les facteurs environnementaux et matériels, cela concerne également les propriétés des produits, car la dégradation des produits finis (par exemple, des sacs de compostage complets) peut différer des résultats des tests en laboratoire effectués sur des échantillons broyés (par exemple, de la poudre).

Le domaine de recherche sur l'écotoxicologie des MBD en est encore à ses débuts. Il existe peu de résultats d'essais sur les effets (à long terme) des microplastiques issus des MBD sur le système pédologique. Les effets possibles des MBD peuvent être classés grossièrement en perturbations endocriniennes, modification ou diminution de l'activité enzymatique et de la diversité des micro-organismes, effets cytotoxiques et génotoxiques, inhibition de la production de biomasse, changements de comportement et effets létaux. Les causes des effets écotoxiques ne sont pas encore clairement établies. Les effets varient en fonction du matériau, du degré de transformation (matière première, produit fini), de la taille et de la forme des particules (macro-, micro-, nanoplastiques), de l'état du matériau (composté, chimiquement inchangé) et du micro-organisme étudié. Les effets toxicologiques semblent être spécifiquement liés au produit final. Des études comparatives entre les plastiques biodégradables et les plastiques conventionnels montrent que les plastiques biodégradables n'ont pas moins d'effets (phyto)toxiques que les plastiques conventionnels non biodégradables. Sur la base de la littérature consultée, il est recommandé d'accorder une plus grande attention aux effets toxicologiques des plastiques biodégradables. Les études en écotoxicologie et les éventuelles mesures réglementaires qui en découlent ne devraient pas être mises en place au niveau des matières premières, car la transformation (additifs) et les mélanges de matériaux ont une influence déterminante sur la toxicité.

Une nouvelle base de données a été créée à partir des informations recueillies dans la recherche documentaire. Trois axes principaux ont été définis à cet effet : l'introduction de plastiques conventionnels dans l'environnement, les essais de dégradation et des études d'écotoxicologie. Des informations pertinentes ont été rassemblées pour chaque domaine prioritaire, à partir desquelles un modèle de base de données avec des critères définis a été créé et mis en œuvre dans une base de données Access. Des requêtes permettent d'interroger, filtrer et trier les données. Dans ce contexte, une nouvelle méthode d'évaluation de l'impact environnemental des matériaux a également été présentée, basée sur les trois domaines prioritaires mentionnés ci-dessus. Cette méthode offre un outil d'évaluation flexible, mais dépend de la transparence des données sur les

matériaux. La base de données et la méthode d'évaluation permettent d'évaluer l'impact environnemental de produits concrets. Le classement des produits les plus problématiques qui en résulte constitue un résultat central du projet et offre une base importante pour d'autres priorisations et recommandations d'interventions.

Développement de méthodes d'analyse des MBD

Peu de méthodes d'analyse des MBD dans l'environnement sont documentées. C'est pourquoi la transférabilité des méthodes conventionnelles et fréquemment utilisées pour la détermination des microplastiques à partir de polymères non dégradables aux MBD a été étudiée et développée pour les matrices organiques (sol, compost, digestat). Lors du choix des méthodes, une attention particulière a été accordée à leur rentabilité, à leur rapidité et à leur large applicabilité. Ont été sélectionnés comme MBD représentatifs le PLA, le PBAT, le PBS et le PHB. En outre, deux matériaux conventionnels à base de combustibles fossiles, le PE et le PET, ont été inclus dans l'étude afin de développer une méthode robuste permettant de distinguer le MBD des matériaux conventionnels dans l'échantillon.

Deux méthodes d'analyse ont été sélectionnées parmi un grand nombre de méthodes appliquées. L'une d'elles repose sur la combinaison de l'extraction par solvant et de la spectroscopie par résonance magnétique nucléaire (RMN), qui a déjà fait ses preuves pour la détection et la quantification du PBAT dans les échantillons de sol. En vue d'une application à grande échelle et peu coûteuse, l'intérêt d'utiliser un spectromètre RMN de paillasse a été étudié de manière approfondie. Une séparation selon la densité suivie d'une spectroscopie infrarouge par transformée de Fourier (FT-IR) a également été étudiée. Cette méthode est largement répandue et s'est imposée pour les polymères conventionnels.

L'extraction par solvant a permis de montrer que le PLA, le PBAT, le PBS et le PHB peuvent être extraits à l'aide de dichlorométhane (DCM)/méthanol. L'extraction du PE est possible à l'aide de DCM. Pour le PET, d'autres solvants doivent être testés. La méthode RMN pour la détermination du PBAT a pu être transférée avec succès à un RMN de paillasse, ce qui a démontré la faisabilité générale de cette méthode moins coûteuse. D'autres essais ont montré que le PLA, le PBS, le PHB et le PET dans les matrices organiques (sol, compost, digestat) pourraient probablement aussi être analysés à l'aide d'un RMN de paillasse. Lors de l'utilisation de l'analyse FT-IR, la préparation des échantillons a été un facteur déterminant pour la qualité des résultats. La teneur en matière organique des matrices sol, compost et digestat a constitué un obstacle majeur à cet égard. Afin d'améliorer le contrôle de la préparation, des contrôles de qualité ont été mis en place à l'aide de billes microplastiques fluorescentes. Les résultats de la récupération ont montré que plus de 50 % des particules de contrôle sont perdues lors de la séparation dans la matrice du sol, ce qui suggère une sous-estimation des particules de MP. Les échantillons de compost et de digestat contiennent de grandes quantités de matière cellulosique qui n'ont pas pu être suffisamment éliminées par la réaction de Fenton et qui n'ont pas permis une séparation par densité. Cela a entraîné des problèmes considérables et empêché la séparation des particules microplastiques. Ces résultats montrent clairement les difficultés rencontrées lors de la préparation des échantillons de matrices organiques.

Les résultats du projet montrent que si les MBD offrent un potentiel d'innovation écologique, leur compatibilité environnementale réelle dépend fortement du contexte d'application et des voies d'élimination. Pour une utilisation durable, il est essentiel de disposer de données fiables, d'un étiquetage clair et de méthodes d'évaluation différenciées. Compte tenu de l'utilisation croissante des MBD, leur détection analytique dans les échantillons environnementaux devient également de plus en plus pertinente. Pour cela, il est nécessaire de poursuivre le développement d'une méthode d'analyse standardisée et reconnue.

Riassunto

Alla luce del crescente impatto ambientale causato dalle materie plastiche e delle incertezze riguardo ai materiali biodegradabili (MBD), il progetto «Materiali biodegradabili nell'ambiente» (MBDNA) si prefigge lo scopo di analizzare in modo differenziato la loro influenza sull'ambiente e di sviluppare metodi di rilevamento appropriati – basandosi su ricerche bibliografiche, analisi di mercato e sperimentazioni in laboratorio.

Panoramica sullo stato attuale degli MBD in Svizzera

Secondo un sondaggio, nel 2022 la quantità di prodotti MBD immessi sul mercato in Svizzera è stata di 8.600 tonnellate. Rispetto ai dati dello studio precedente del 2016 (3.000 t), si evidenzia un incremento di 2,9 volte. In rapporto al consumo totale di plastica in Svizzera, che ammonta a circa 1 milione di tonnellate all'anno, i prodotti MBD rappresentano quantitativamente solo una piccola parte. Tuttavia, la loro importanza non va sottovalutata – soprattutto in relazione alle innovazioni ecologiche, allo sviluppo di nuovi materiali e alla crescente domanda di alternative sostenibili. La maggior parte dei prodotti MBD (85 %) viene distribuita tramite il settore Business-to-Business (B2B) a esercizi di ristorazione, inclusi i take-away – tra cui articoli come piatti e posate. Un ulteriore 10 % riguarda prodotti provenienti dal commercio al dettaglio, in particolare imballaggi alimentari e sacchetti per il compost. Il restante 5 % si suddivide in piccole quantità provenienti da diversi settori, tra cui imballaggi, materiali innovativi, articoli per la casa e prodotti per l'igiene. Il nuovo elenco degli operatori – tra cui importatori, rivenditori, aziende impegnate nell'innovazione, istituzioni educative e associazioni di categoria – comprende complessivamente 124 voci, delle quali 26 hanno compilato integralmente il questionario. L'indagine è stata condotta nel periodo 2022–2024 con anno di rilevazione 2022. Il gruppo di materiali più consistente è costituito da materiali a base cellulosica con il 74 %, seguito da PLA con il 21 % e PBAT con il 4 %. Il restante 2 % riguarda altri materiali. Della quantità totale di 8.600 t si stima che 1.077 t (13 %) vengano smaltite tramite la raccolta del verde. La maggior parte viene destinata al recupero energetico, ossia all'incenerimento dei rifiuti. Si evidenzia la necessità di migliorare la disponibilità dei dati, in particolare per quanto riguarda la dichiarazione dei materiali e dei flussi delle sostanze. È necessaria una coordinazione delle possibilità di smaltimento nell'ambito del recupero e del riciclaggio, al fine di migliorare il reinserimento dei materiali idonei e ridurre gli errori di smaltimento.

Norme, etichettatura e regolamenti

In Svizzera esistono finora solo poche direttive concrete che riguardano i materiali biodegradabili. L'UE, invece, negli ultimi anni ha sviluppato una strategia definita per la gestione delle materie plastiche, che regola anche l'uso dei MBD. Questa strategia si orienta fortemente a definire una gerarchia dei rifiuti. La riduzione del consumo di prodotti a breve durata, l'aumento della loro longevità, la riutilizzabilità, la riparazione o la condivisione dei prodotti hanno una priorità più alta rispetto alla sostituzione con materiali biodegradabili. I MBD devono essere impiegati nell'UE solo quando il loro utilizzo comporta un minore impatto ambientale o un altro vantaggio. Ciò avviene, ad esempio, quando non è possibile evitare la dispersione di plastica nell'ambiente. Per valutare l'impatto ambientale devono essere utilizzate analisi del ciclo di vita. Per evitare ostacoli al commercio, la Svizzera si orienta nel settore delle materie plastiche alle regolamentazioni dell'UE. Poiché le regolamentazioni UE non sono giuridicamente vincolanti per la Svizzera, soluzioni consolidate a livello di settore, come la stampa a griglia per l'identificazione dei MBD, possono continuare ad essere applicate. Per garantire la sostenibilità ambientale e la compatibilità con i processi dei materiali biodegradabili, ad esempio negli impianti di compostaggio del verde, le norme esistenti dovrebbero essere riviste e ne dovrebbero essere sviluppate ulteriori. I programmi di certificazione e le etichettature dovrebbero essere armonizzati e sempre basati su norme specifiche per l'applicazione. Nella valorizzazione dei MBD, gli aspetti legati al loro utilizzo dovrebbero essere

maggiormente considerati: dovrebbero essere trattati negli impianti di compostaggio del verde solo quando il loro impiego porta reali benefici, semplificando la logistica, migliorando le tecnologie di trattamento o contribuendo alla qualità dei prodotti finali come i fertilizzanti riciclati. Ulteriori interventi sono necessari per garantire una etichettatura uniforme e facilmente comprensibile dei materiali biodegradabili oltre a introdurre un obbligo di informazione verso i consumatori. A partire dal 2028, nell'UE è prevista l'introduzione di indicazioni per lo smaltimento, che attraverso pittogrammi semplici mostrino il corretto percorso di trattamento. Secondo gli autori, queste indicazioni sono più importanti delle informazioni sulla biodegradabilità, poiché quest'ultime possono indurre a errori di smaltimento. Attualmente, la piattaforma Compostable by Design (CbDP) e il gruppo di esperti Bioplastiche di Swiss Recycle, con la collaborazione di interlocutori rilevanti in Svizzera e nell'UE, stanno definendo linee guida per un design sostenibile, per una valorizzazione sicura e rispettosa dell'ambiente, nonché per la corretta etichettatura e comunicazione dei MBD. Inoltre, la piattaforma Safe and Sustainable by Design (SSbD) sta creando condizioni quadro analoghe per materiali e prodotti, andando oltre il solo ambito dei MBD.

Raggruppamento e caratterizzazione dei MBD

Poiché non esiste una classificazione uniforme e completa per i materiali biodegradabili, è stata sviluppata una nuova sistematica che comprende sia il livello del prodotto stesso (contesto di applicazione) sia il livello del suo materiale (proprietà chimico-fisiche). Le analisi mostrano che è necessaria una sistematica differenziata e multidimensionale per rappresentare le complesse caratteristiche dei prodotti MBD. In particolare, i materiali a base di cellulosa e amido costituiscono grandi gruppi che richiedono classificazioni più dettagliate per una valutazione mirata. La nuova proposta di raggruppamento considera diversi criteri, come tipologia di materiale, forma, riutilizzabilità, grado di contaminazione, riconoscibilità visiva, velocità di degradazione e potenziale biogenico. Grazie all'integrazione dei feedback degli interlocutori (Capitolo 2), la sistematica è stata inoltre progettata in modo pratico e orientato all'applicazione.

Per valutare la rilevanza dei prodotti MBD è fondamentale conoscere i percorsi e le quantità di immissione dei materiali plastici convenzionali nell'ambiente. L'obiettivo della seguente analisi è quindi identificare e valutare le potenziali possibilità di sostituzione con MBD. L'analisi dei percorsi di immissione delle plastiche nel suolo si basa su una ricerca bibliografica, con lo scopo di individuare i potenziali per la sostituzione delle plastiche convenzionali con MBD. Per quanto riguarda le principali fonti di rilascio, emerge che la maggiore dispersione di plastiche (convenzionali) è legata alle strade, in particolare all'abrasione degli pneumatici. Seguono rilasci che si verificano in relazione alla costruzione, demolizione e utilizzo di fabbricati e di campi sportivi o aree gioco. A questi si aggiungono le emissioni provenienti dall'agricoltura, dalle residenze domestiche e dalle attività commerciali. Tuttavia, per valutare il potenziale di sostituzione, sono determinanti non tanto le fonti di rilascio quanto le quantità effettive introdotte nell'ambiente, poiché i meccanismi di trattenimento possono rappresentare uno strumento efficace per ridurre l'impatto ambientale. In questo contesto, vi è un notevole bisogno di dati affidabili sulle dispersioni, sui meccanismi di trattenimento e sugli apporti risultanti. Un punto centrale rimane la lotta contro il littering. In particolare, le plastiche che entrano nell'ambiente in modo diffuso e che non sono soggette a meccanismi di trattenimento, come ad esempio le microplastiche (MP), sono candidate prioritarie per una sostituzione con MBD.

Un risultato cardine dell'analisi della letteratura sulla biodegradabilità dei MBD è la discrepanza tra la potenziale capacità di degradazione dei materiali e il loro comportamento effettivo nell'ambiente. L'eterogeneità delle condizioni dei test, la varietà di miscele polimeriche e additivi, nonché le differenze tra livello del materiale e livello del prodotto, rendono difficile una valutazione standardizzata. Gli studi analizzati mostrano che in condizioni all'aperto non è stato dimostrato un completo degrado per nessuno dei materiali esaminati. Solo il PHA (PHB) e uno studio su una miscela PBAT/PLA evidenziano un grado di degradazione vicino al valore prefissato. Nel suolo,

secondo la ricerca bibliografica, solo il PHA (PHB) è completamente biodegradabile senza problemi. Per PBAT e PBS è documentata una degradazione parziale. Nella compostiera domestica, il PHA risulta ben degradabile. Anche PLA e PBAT – presi singolarmente o miscelati (PLA/amido, PBAT/amido, PLA-PBAT) – così come PBS mostrano un certo grado di degradazione, ma in generale non raggiungono le percentuali richieste per la certificazione. Negli impianti di compostaggio industriale, la maggior parte dei materiali analizzati è considerata biodegradabile. Tuttavia, studi recenti evidenziano che non tutti i materiali si degradano meglio a temperature elevate (processi termofili), in particolare PHA (PHB) e le miscele PBAT/amido. Negli impianti di digestione anaerobica, in condizioni mesofile, solo il PHA si degrada in modo affidabile. In condizioni termofile, PLA e le miscele PBAT/PLA si degradano bene, mentre PHA e le miscele PBAT/amido mostrano una degradazione solo parziale, e PBAT e PBS risultano insufficientemente degradabili. L'uso senza il recupero di determinati prodotti MBD, come i film pacciamanti in PLA, non è attualmente raccomandato in Svizzera per motivi precauzionali, poiché la degradazione biologica a basse temperature è insufficiente e possono rimanere residui nel suolo. La ricerca in corso sulla degradazione in condizioni ambientali realistiche è di importanza centrale e dovrebbe essere integrata nelle valutazioni future per consentire progressi concreti. Ciò riguarda non solo fattori ambientali e materiali, ma anche le caratteristiche dei prodotti, poiché la degradazione di prodotti finiti (es. sacchetti per compost) può differire dai risultati dei test di laboratorio su campioni triturati (es. polvere).

Il campo di ricerca sugli effetti ecotossicologici dei MBD è ancora agli inizi. Sono disponibili pochi dati provenienti da esperimenti sugli effetti (a lungo termine) delle microplastiche derivanti dai MBD sul sistema del suolo. In generale, i possibili impatti dei MBD possono essere suddivisi in: disturbi endocrini, alterazioni o riduzione dell'attività enzimatica e della diversità dei microrganismi, effetti citotossici e genotossici, inibizione della produzione di biomassa, nonché cambiamenti comportamentali ed effetti letali. Le cause degli effetti ecotossici non sono ancora state chiarite in modo definitivo. In funzione del materiale, del grado di lavorazione (materia prima, prodotto finito), della dimensione e forma delle particelle (macro-, micro-, nanoplastica), dello stato del materiale (compostato, chimicamente invariato) e del microrganismo studiato, si manifestano effetti differenti. Gli impatti ecotossicologici sembrano essere specificamente legati al prodotto finale. Studi comparativi tra MBD e plastiche convenzionali mostrano che i MBD non presentano effetti (fito)tossici inferiori rispetto alle plastiche convenzionali non biodegradabili. Considerando la letteratura esaminata, si raccomanda di dedicare maggiore attenzione agli impatti ecotossicologici dei MBD. Le indagini ecotossicologiche e le eventuali misure regolamentari successive non dovrebbero essere impostate a livello della materia prima, poiché la lavorazione (additivi) e le miscele di materiali influiscono in modo determinante sulla tossicità.

Dalle informazioni ottenute nella ricerca bibliografica è stato realizzato una nuova banca dati. A tal fine sono stati definiti tre campi principali: immissione delle plastiche convenzionali nell'ambiente, prove di degradazione e indagini ecotossicologiche. Per ciascun ambito sono state raccolte informazioni rilevanti, dalle quali è stato sviluppato un modello di database con criteri definiti e implementato in un database Access. Mediante richieste di dati (query) è possibile analizzare, ordinare e sintetizzare i dati provenienti da diverse tabelle. In questo contesto è stata inoltre presentata una nuova metodologia per la valutazione della rilevanza ambientale dei materiali, basata sui tre ambiti sopra menzionati. La metodologia sviluppata offre uno strumento flessibile per la valutazione, ma dipende da dati trasparenti sui materiali. Il database e la metodologia di valutazione consentono di analizzare l'impatto ambientale di prodotti specifici. La classifica dei prodotti più problematici risultante rappresenta un risultato centrale del progetto e costituisce una base importante per ulteriori priorità e raccomandazioni operative.

Sviluppo dei metodi per l'analisi dei MBD

Sono documentati solo pochi metodi per l'analisi dei MBD nell'ambiente. Pertanto, è stata studiata la trasferibilità dei metodi convenzionali e comunemente utilizzati per la determinazione delle microplastiche da polimeri non degradabili ai MBD, e successivamente sviluppata per matrici organiche (suolo, compost, digestato). Nella selezione dei metodi si è prestata attenzione affinché fossero economici, efficienti in termini di tempo e garantissero un'ampia applicabilità. Come MBD rappresentativi sono stati scelti PLA, PBAT, PBS e PHB. Inoltre, sono stati inclusi nello studio due materiali convenzionali di origine fossile, PE e PET, per sviluppare un metodo affidabile che consenta di distinguere i MBD dai materiali tradizionali nel campione.

Da una vasta gamma di metodi applicati sono state selezionate due metodologie analitiche. La prima si basa sulla combinazione di estrazione con solvente e successiva spettroscopia di risonanza magnetica nucleare (NMR), già dimostratasi efficace per il rilevamento e la quantificazione del PBAT in campioni di suolo. Per garantirne un'applicazione ampia e a basso costo, è stato approfondito l'uso di una NMR da tavolo (Benchtop-NMR). Come seconda metodologia è stata studiata la separazione per densità con successiva spettroscopia infrarossa a trasformata di Fourier (FT-IR). Questo metodo è ampiamente diffuso e consolidato per i polimeri convenzionali.

Nell'estrazione con solvente è stato dimostrato che PLA, PBAT, PBS e PHB possono essere estratti utilizzando diclorometano (DCM)/metanolo. L'estrazione del PE è possibile mediante DCM. Per il PET devono essere testati altri solventi. Il metodo NMR per la determinazione del PBAT è stato trasferito con successo a un NMR da tavolo, dimostrando così l'efficacia generale del metodo più economico. Ulteriori esperimenti hanno mostrato che probabilmente anche PLA, PBS, PHB e PET potrebbero essere analizzati nelle matrici organiche (suolo, compost, digestato) mediante NMR da tavolo. Nell'utilizzo dell'analisi FT-IR, la preparazione del campione è risultata un fattore determinante per la qualità dei risultati. La componente organica presente nelle matrici di suolo, compost e digestato ha rappresentato un ostacolo significativo. Per migliorare il monitoraggio della preparazione sono stati introdotti controlli di qualità con microsfere di microplastica fluorescenti. I risultati sul recupero hanno mostrato che oltre il 50 % delle particelle di controllo viene perso durante la separazione nella matrice suolo, il che indica una sottostima delle particelle di microplastica. I campioni di compost e digestato contengono grandi quantità di materiale ricco di cellulosa, che non è stato rimosso sufficientemente tramite la reazione di Fenton né ha consentito una separazione per densità. Ciò ha causato problemi significativi e ha impedito la separazione delle particelle di microplastica. Questi risultati evidenziano chiaramente le difficoltà nella preparazione dei campioni provenienti da matrici organiche.

I risultati del progetto mostrano che, sebbene i MBD offrano potenziale per innovazioni ecologiche, la loro effettiva compatibilità ambientale dipende fortemente dal contesto applicativo e dalle modalità di smaltimento. Per un utilizzo sostenibile sono fondamentali dati affidabili, etichettature chiare e metodi di valutazione differenziati. Considerando il crescente impiego dei MBD, la loro rilevazione analitica nei campioni ambientali diventa sempre più rilevante. A tal scopo è necessario sviluppare ulteriormente un metodo analitico standardizzato e riconosciuto.

Inhaltsverzeichnis

Abkürzungen und Glossar	27
1 Einleitung zur Studie	33
1.1 Zielsetzung	33
1.2 Begriffsdefinition und Abgrenzung	34
1.3 Aktueller Stand der Forschung	36
1.3.1 Forschungsgruppen, Datenbanken und Informationsplattformen	36
2 Überblick zum aktuellen Stand von BAW in der Schweiz.....	39
2.1 Zusammenfassung.....	39
2.2 Einleitung	40
2.3 Methode	41
2.3.1 Recherche und Identifikation relevanter Akteure.....	41
2.3.2 Datenerhebung und Rücklaufanalyse.....	41
2.4 Ergebnisse und Diskussion.....	42
2.4.1 Verzeichnis der Akteure.....	42
2.4.2 Recherche und Umfrage.....	42
3 Regulatorisches Umfeld von BAW	50
3.1 Zusammenfassung.....	50
3.2 Einleitung	51
3.3 Methode	52
3.4 Ergebnisse	52
3.4.1 Normen	52
3.4.2 Labels.....	61
3.4.3 Regulation von BAW in der Schweiz und ihren Nachbarländern	64
3.5 Diskussion	80
3.5.1 Normen	80
3.5.2 Labels.....	84
3.5.3 Regulationen.....	85
3.5.4 Massnahmen zum nachhaltigen Umgang mit BAW in der Schweiz.....	92
4 Gruppierung und Charakterisierung von BAW.....	96
4.1 Gruppierung von BAW	97
4.1.1 Zusammenfassung	97
4.1.2 Einleitung	97
4.1.3 Methode	97
4.1.4 Ergebnisse	98
4.1.5 Diskussion.....	103
4.2 Eintragspfade in die Umwelt	105
4.2.1 Zusammenfassung	105
4.2.2 Einleitung	106
4.2.3 Methode	106
4.2.4 Ergebnisse	107

4.2.5	Diskussion.....	123
4.3	Biologische Abbaubarkeit von BAW	125
4.3.1	Zusammenfassung	125
4.3.2	Einleitung	125
4.3.3	Methode	134
4.3.4	Ergebnisse	135
4.3.5	Diskussion.....	144
4.4	Umweltrelevanz.....	146
4.4.1	Zusammenfassung	146
4.4.2	Einleitung	147
4.4.3	Methode	148
4.4.4	Ergebnisse	148
4.4.5	Diskussion.....	173
4.5	Datenbank.....	176
4.5.1	Aufbau der Datenbank	176
4.5.2	Kunststoffeintragen in die Umwelt	177
4.5.3	Toxizität: Fokus BAW.....	178
4.5.4	Biologische Abbaubarkeit von BAW	180
4.5.5	Produkte.....	181
4.5.6	Abfragen.....	181
4.6	Bewertung	182
4.6.1	Zusammenfassung	182
4.6.2	Einleitung	183
4.6.3	Methode	183
4.6.4	Ergebnisse	185
4.6.5	Diskussion.....	188
5	Methodenentwicklung BAW-Analytik	194
5.1	Zusammenfassung.....	194
5.2	Einleitung (Ausgangslage und Herausforderungen).....	195
5.3	Auswahl der BAW und konventionellen Kunststoffe	196
5.3.1	BAW	196
5.3.2	Konventionelle Kunststoffe	197
5.4	Literaturstudie	199
5.4.1	Generelle Vorgehensweise.....	199
5.4.2	Probenahme.....	200
5.4.3	Probenaufbereitung	200
5.4.4	Nachweis/Detektion	202
5.4.5	Auswahl für eigene Methodenentwicklung	205
5.5	Methodenentwicklung NMR	205
5.5.1	Methodik.....	205
5.5.2	Ergebnisse und Diskussion: Extraktion	206
5.5.3	Ergebnisse und Diskussion: NMR	208
5.6	Methodenentwicklung FT-IR	212
5.6.1	Methodik.....	212
5.6.2	Ergebnisse und Diskussion.....	215

5.7	Schlussfolgerung.....	220
5.7.1	Extraktion und NMR.....	220
5.7.2	FT-IR/Probenaufbereitung	220
	Und jetzt? Welche Massnahmen und Anschlussarbeiten sind sinnvoll?	221
6	Literatur.....	223
	Abbildungsverzeichnis	241
	Tabellenverzeichnis	244
	Anhang	247
A1.	Recherche der Akteure	247
A2.	Umfragebogen	248
A3.	Verzeichnis der Akteure	250
A4.	Verwendete Verlustfaktoren.....	265
A5.	Tests der biologischen Abbaubarkeit von BAW.....	266
A5.1	Abbaubar in aeroben Prozessen (Kompost, Boden)	266
A5.2	Abbaubar in anaerober Vergärung	267
A6.	Übersicht Schweizer Kompostier- und Vergärungsanlagen	268
A7.	Interessen Anwendergruppen	269
A8.	Produktklassierung.....	270

Abkürzungen und Glossar

Abs.	Absatz (in rechtlichen Dokumenten)
Aerob	Unter Verwendung von Sauerstoff
AFNOR	Association française de normalisation
AGEC	Das französische Anti-Abfall-Gesetz (Loi n° 2020-105 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire)
Anaerob	Ohne Verwendung von Sauerstoff
Anh.	Anhang (in rechtlichen Dokumenten)
ARA	Abwasserreinigungsanlage
ARK	Antibiotikaresistente Keime
Art.	Artikel (in rechtlichen Dokumenten)
As	Arsen
ASE	Accelerated Solvent Extraction (Beschleunigte Lösemittelextraktion)
ASTM	American Society for Testing and Materials
AWG	Österreichisches Abfallwirtschaftsgesetz 2000
B2B	Business-to-Business, dt. «von Firma zu Firma». Leistungen und Produkte werden von einem Unternehmen an ein anderes verkauft
BAK	Biologisch abbaubarer Kunststoff. Untergruppe von BAW.
BAW	Biologisch abbaubare Werkstoffe
BioAbfV	Deutsche Bioabfallverordnung
Biologischer Abbau	Zerlegung einer chemischen Verbindung oder eines organischen Materials durch Mikroorganismen in CO ₂ , H ₂ O und Mineralsalze (aerob) oder CO ₂ , CH ₄ und Mineralsalze (anaerob) unter Bildung neuer mikrobieller Biomasse (SN EN 13432)
Biopolymer	Biopolymere sind Polymere, die durch biologische Prozesse in lebenden Organismen synthetisiert werden. In dieser Arbeit bezieht sich der Begriff auf <i>technische</i> Biopolymere, also Polymere mit Werkstofffunktion, die entweder direkt aus biologischen Quellen stammen oder biotechnologisch hergestellt werden.
Blend	Polymergemische von zwei oder mehr Werkstoffen ohne reaktiven Prozess. Zweck von Blends sind verbesserte Materialeigenschaften, die mit einem einzigen Polymer nicht möglich sind.
Boden	Belebter und oberer Bereich der Erdkruste. Im Kontext dieses Berichts ist Boden eine der fünf untersuchten Umweltmatrizen, die jeweils spezifische physikalisch-chemische und biologische Bedingungen aufweisen.
BTA	Poly[(tetramethylene terephthalate)-co-(tetramethylene adipate)]
C2C	Cradle-to-Cradle, sinngemäss «vom Ursprung zum Ursprung» ist ein Ansatz für eine durchgängige und konsequente Kreislaufwirtschaft
CbDP	Compostable by Design Platform
Cd	Cadmium
CEN	Europäisches Komitee für Normung
CH	Schweiz

CH ₄	Methan
ChemRRV	Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung
CIC	Consorzio Italiano Compostatori
CMC	Komponentenmaterialkategorie
CO ₂	Kohlenstoffdioxid
Compound	Vormischung aus polymerer Matrix und Additiven
Cr	Chrom
Cu	Kupfer
Desintegration	Physikalische Zerlegung von Materialien in sehr kleine Fragmente (SN EN 13432)
DIN	Deutsches Institut für Normung
DIN CERTCO	Zertifizierungsgesellschaft der TÜV Rheinland Gruppe; Zertifizierungsstelle für die Ausstellung der DIN-Zeichen und weiterer Zertifizierungszeichen
DMSO	Dimethylsulfoxid
DüV	Düngerverordnung der Schweiz
Edaphon	Gesamtheit der Bodenlebewesen (Bodenorganismen und Bodenmikroorganismen)
EG	Europäische Gemeinschaft
Eintragsmenge	Anteil an Kunststoffpartikel, die nach möglichen Rückhalte Mechanismen tatsächlich in der Umwelt zurückbleibt. Vgl. Freisetzungsmenge
EN	Europäische Norm
EPR	Extended Producer Responsibility, dt. erweiterte Herstellerverantwortung
EU	Europäische Union
EWKVerbotsV	Deutsche Einwegkunststoffverbotsverordnung
F	Fluor
Faulschlamm	Klärschlamm aus der Abwasserreinigung nach Vergärung im Faulbehälter (anaerob)
Freiluft	Im Rahmen dieses Berichts bezeichnet Freiluft eine Umweltmatrix, in der ein Kunststoffobjekt unkontrolliert auf der Bodenoberfläche liegt – etwa infolge unsachgemässer Entsorgung (z. B. Littering). Das Objekt ist dabei weder in den Boden eingearbeitet noch Teil eines organisierten Entsorgungssystems.
Freisetzungsmenge	Gesamte Menge an Kunststoffpartikel, die in die Umwelt abgegeben wird. Sie umfasst sowohl gezielte Freisetzungen (Ausbringung) als auch unbeabsichtigte Freisetzungen. Vgl. Eintragsmenge
FS	Frischsubstanz
FT-IR	Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie
GMO	Genetisch modifizierte Organismen
Grüngutanlagen	Kompostier- und Vergärungsanlagen
Grüngutschiene	Die Verwertungslinie von biogenen Abfällen
Hg	Quecksilber
Inokulum	Impfkultur / Animpfmedium

ISO	Internationale Organisation für Normung (International Organization for Standardization)
KARL	Kommunalabwasserrichtlinie (EU) 2024/3019
Komposit	Verbundwerkstoff aus polymerer Matrix und Verstärkungsmaterialien zur Steigerung der mechanischen Bauteileigenschaften. Entsteht durch Verarbeitung von Compounds (vgl. Compound). Synonym zu Verbundwerkstoff.
Kompostierung	Heim- und Gartenkompostierung: Die Verwertung organischer Abfälle im eigenen Garten oder Haushalt durch biologischen Abbau, um Kompost herzustellen. Industrielle Kompostierung: kontrollierter, technischer Prozess, bei dem organische Abfälle unter idealen Bedingungen zu Kompost verarbeitet werden.
KPV	Kunststoffprodukteverordnung des Fürstentums Liechtenstein
KrWG	Deutsches Kreislaufwirtschaftsgesetz
Kunststoff	Werkstoffe, die aus Polymeren hergestellt werden. Die Polymere können natürlichen Ursprungs sein oder synthetisch hergestellt werden. Der Begriff Plastik ist umgangssprachlich und wird abgesehen von den Begriffen Makro-/Mikro-/Nanoplastik im vorliegenden Bericht nicht verwendet.
KVA	Kehrichtverbrennungsanlage
Labormassstab	s. Technikumsmassstab
Makroplastik	Unterteilung von Kunststoffpartikeln nach Grösse. Makroplastik > 5 mm. Vgl. Mikroplastik, Nanoplastik
Matrix	Untersuchungsumfeld im Rahmen dieses Berichtes, in dem die Materialien untersucht werden. Dies umfasst natürliche Umweltkompartimente wie Boden und Freiluft sowie (teil)kontrollierte Systeme wie Heimkompost, industrielle Kompostierung und Vergärungsanlagen.
Medium	Nährstoff- und Wachstumsumgebung, in der Kunststoff durch Mikroorganismen abgebaut wird.
Mesophil	Mittlerer Temperaturbereich in Bezug auf Grüngutanlagen
Mikroplastik	Unterteilung von Kunststoffpartikeln nach Grösse. Mikroplastik 1 µm – 5 mm
Mo	Molybdän
MP	Siehe Mikroplastik
Nanoplastik	Unterteilung von Kunststoffpartikeln nach Grösse. Nanoplastik 1 nm – 1 µm
Ni	Nickel
NMR	Kernspinresonanzspektroskopie (engl. Nuclear Magnetic Resonance)
NS	native starch, dt. native Stärke, auch natürliche Stärke, ist ein organisches, makromolekulares Polysaccharid
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
Oxo-abbaubar	Oxo-abbaubare Kunststoffe enthalten Zusatzstoffe, die zum chemischen Abbau oder zur Oxidation des Kunststoffs und damit zur Bildung von Mikropartikeln führen (ChemRRV, Anh. 2.9)
PAK	Polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff
PAM	Polyacrylamid

Pb	Blei
PBAT	Poly(butylenadipat-co-terephthalat)
PBS	Polybutylensuccinat
PBSA	Polybutylenesuccinatadipat
PBSe	Polybutylensebacat
PBSeT	Polybutylenesebacatterephthalat
PCL	Poly-ε-caprolacton
PES	Polyester
PET	Polyethylenterephthalat
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylverbindung
PFC	Per- und polyfluorierte Chemikalien
PFOA	Perfluorooctansäure
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure
PGA	Polyglycolsäure
PHA	Polyhydroxyalkanoate
PHB	Polyhydroxybutyrat
PHBV	Poly(3-hydroxybutyrat-co-3-hydroxyvalerat)
PHBH	Polyhydroxybutyrate-hexanoat
PHO	Polyhydroxyoctanoat
PLA	Polylactid
Plastik	Siehe Kunststoff
PLLA	Poly-L-lactid
Polymer	Ein Polymer ist ein chemischer Stoff, der aus grossen Molekülen (Makromolekülen) besteht, die aus sich wiederholenden, miteinander verknüpften Grundeinheiten (Monomeren) zusammengesetzt sind. Siehe Kunststoff
Positivliste	praxisübliche Kurzform der «Liste der zur Kompostierung oder Vergärung geeigneten Abfälle. Teil des Moduls Biogene Abfälle der Vollzugshilfe zur Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen» (BAFU, 2018a)
PPC	Polypropylencarbonat
PPWR	Packaging and Packaging Waste Regulation; Verordnung (EU) 2025/40 über Verpackungen und Verpackungsabfälle
PS	Polystyrol. Die Abkürzung PS wird in der verwendeten Literatur sowohl für Polystyrol als auch für plastifizierte Stärke verwendet. Im Rahmen dieser Arbeit wird durch den jeweiligen Kontext sowie die zugehörigen Quellen deutlich gemacht, welches Material gemeint ist.
PS	Plasticized starch, dt. plastifizierte Stärke. Rohstärke, die durch den Prozess der Plastifizierung mittels Wärme und Weichmachern in einen homogenen polymeren Zustand überführt wird. Eingeschränkt als Werkstoff, oft Vorstufe für TPS. Die Abkürzung PS wird in der verwendeten Literatur sowohl für plastifizierte Stärke als auch für Polystyrol verwendet. Im Rahmen dieser Arbeit wird durch den jeweiligen Kontext sowie die zugehörigen Quellen deutlich gemacht, welches Material gemeint ist.
PVA	Polyvinylalkohol

PVAc	Polyvinylacetat
PVC	Polyvinylchlorid
SABA	Strassenabwasser-Behandlungsanlagen
Se	Selen
SN	Schweizer Norm
SNV	Schweizerische Normen-Vereinigung
SSbD	Safe and sustainable by design
SSDR	specific surface degradation rate
Stärkeblend	Stärkeblends sind Mischungen aus thermoplastischer Stärke (TPS) und Kunststoffen, die entweder auf Erdöl oder auf nachwachsenden Rohstoffen basieren können. Diese Blends stellen international einen der grössten Anteile der bio-basierten Kunststoffe dar. Ein Beispiel ist Mater-Bi
Td	Die Zersetzungstemperatur. Temperatur, bei der ein Material chemisch zu zerfallen beginnt.
Technikumsmassstab	Grössenverhältnis im technischen Entwicklungsprozess; grösser als ein Laborexperiment, kleiner als ein industrieller Prozess; im Vergleich zum Labormassstab werden praxis-nähere Bedingungen getestet
Tg	Glasübergangstemperatur. Temperatur, bei der ein amorphes Polymer beim Erwärmen von einem harten Zustand in einen weichen Zustand übergeht, oder umgekehrt. Die Tg steht in direktem Zusammenhang mit den mechanischen Eigenschaften eines Polymers wie Zug- oder Schlagfestigkeit und somit den Einsatzmöglichkeiten eines Materials in einer bestimmten Endanwendung.
Thermophil	Erhöhter Temperaturbereich in Bezug auf Grüngutanlagen
Tm	Schmelzpunkt. Temperatur, bei der die kristallinen Bereiche in teilkristallinen Kunststoffen beim Erwärmen vom festen in den viskos-flüssigen Zustand übergehen.
TPS	thermoplastic starch, dt. thermoplastische Stärke. Ähnlich PS und häufig synonym dazu verwendet. Plastifizierung von Stärke durch Mischung mit Polymeren und Additiven.
TS	Trockensubstanz
TÜV	Technischer Überwachungsverein
Übergeordnete Normen	Dieser Begriff bezeichnet im vorliegenden Bericht Normen, die grundlegende Anforderungen und Prüfverfahren für BAW festlegen. Innerhalb dieser Normen wird auf weitere Normen verwiesen wird, in denen die konkreten Testverfahren beschrieben werden.
USG	Umweltschutzgesetz der Schweiz
% w/w	Gewichtsprozent
Verbundwerkstoff	s. Komposit
Vergärung	Prozess des anaeroben biologischen Abbaus organischer Stoffe
VerpackG	Deutsches Verpackungsgesetz
VerpackV	Deutsche Verpackungsverordnung
VGV	Verordnung über Getränkeverpackungen
VVEA	Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen

Werkstoff	Werkstoffe ist der übergeordnete Begriff für alle Materialien, die technisch genutzt und verarbeitet werden und beinhaltet neben Kunststoffen auch Naturstoffe
Zersetzung	s. Desintegration
Ziff.	Ziffer (in rechtlichen Dokumenten)
Zn	Zink

1 Einleitung zur Studie

Synthetische Kunststoffe aus Erdöl sind weit verbreitet und akkumulieren sich seit 1950 in immer grösseren Mengen in der Umwelt. Die Probleme im Zusammenhang mit ihrer Persistenz erregten in den letzten Jahren Aufmerksamkeit in Forschung, Politik, Medien und Öffentlichkeit. Weltweit werden jährlich ungefähr 400 Millionen Tonnen Kunststoffe produziert, Tendenz steigend (PlasticsEurope, 2023). Es wird geschätzt, dass weltweit bis 2015 6.3 Milliarden Tonnen Kunststoffe entsorgt wurden (Geyer et al., 2017). Davon endeten rund 79 % in der Natur, als Littering, in Deponien oder fragmentiert als Mikroplastik. Nur ein kleiner Teil wurde in Kehrichtverbrennungsanlagen verbrannt (12 %) oder recycelt (9 %).

Mit einem jährlichen Kunststoffverbrauch von rund einer Million Tonnen – das entspricht etwa 120 kg pro Person – gehört die Schweiz zu den grössten Verbrauchern weltweit. Das Abfallaufkommen pro Person übersteigt dabei jenes der umliegenden EU-Länder deutlich (Der Bundesrat, 2022; Ocean Care, 2022). Dabei entstehen rund 790'000 t Kunststoffabfälle. Diese werden zu rund 83 % (660'000 t) in Kehrichtverbrennungsanlagen und rund 2 % (10'000 t) in Zementwerken energetisch verwertet. Rund 9 % (70'000 t) werden zu Rezyklaten verarbeitet. Die restlichen 6 % (50'000 t) der Kunststoffabfälle werden wiederverwendet, beispielsweise in Textilien (Klotz & Haupt, 2022). Die Bundesverwaltung schätzt die Gesamtmenge von in die Schweizer Umwelt eingetragenen Kunststoff auf 14'000 t pro Jahr (Der Bundesrat, 2022).

Das Interesse an alternativen Materialien ist unbestritten. Biologisch abbaubare Werkstoffe (BAW) sind die aktuellen Hoffnungsträger, wenn es um Kreislaufwirtschaft im Bereich Kunststoffe geht. Weil sich BAW-Produkte durch biotische und abiotische Faktoren in der Natur zersetzen und teilweise aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt werden können, scheinen sie im Vergleich zu Alternativen wie fossilen Polymeren klare Vorteile aufzuweisen. Der Markt an BAW-Produkten ist jedoch noch unstrukturiert und von untergeordneter Bedeutung – auch in der Schweiz. Es ist der Öffentlichkeit nicht bewusst, dass sich nicht alle BAW-Produkte unter realen Umweltbedingungen abbauen lassen, auch wenn dies über Labels oft suggeriert wird. Sowohl für Konsumentinnen und Konsumenten als auch für die Abfallwirtschaft ist es von grosser Bedeutung, sich auf die Eigenschaften des Produktes hinsichtlich der biologischen Abbaubarkeit, aber auch seiner Herkunft (nachwachsende Rohstoffe) verlassen zu können.

1.1 Zielsetzung

Die Zürcher Hochschule für angewandte Wissenschaften (ZHAW) in Wädenswil wurde vom Bundesamt für Umwelt (BAFU) beauftragt, den «Einfluss und Nachweis von biologisch abbaubaren Werkstoffen in der Umwelt» (BAWIU) zu untersuchen.

Mit dem Projekt BAWIU – Biologisch abbaubare Werkstoffe in der Umwelt – sollen Grundlagen im Bereich BAW geschaffen und die Analyse von BAW-Rückständen in Umweltproben vorangetrieben werden.

Das Projekt umfasst fünf Teilbereiche, welche in einem iterativen Prozess untersucht wurden:

- Aktueller Stand der Mengen und Anwendungsgebiete der verfügbaren BAW-Produkte in der Schweiz;
- Politische Rahmenbedingungen in der Schweiz und den Nachbarländern;
- Charakterisierung & Gruppierung von BAW bezüglich Expositionspfaden, Abbaubarkeit und Umweltrelevanz;

- Erstellen einer Informationssammlung für BAW;
- Weiterentwicklung von Methoden zur Bestimmung von BAW in organischen Proben (Boden, Kompost, Gärgut).

In Bezug zur Umweltbelastung ist die Abbaubarkeit ein wichtiger Punkt, welcher von vielen Faktoren abhängt, hinzukommt, dass für die Herstellung von einzelnen BAW z. T. problematische Zusatzstoffe (Additive) verwendet werden, um die gewünschten Materialeigenschaften zu erreichen. Diese definitorische Unklarheit, in Verbindung mit Erkenntnissen über negative Auswirkungen wie beispielsweise ökotoxikologische Auswirkungen (Haider et al., 2019) oder Aktivitätshemmung von nitrifizierenden Bakterien (Adhikari et al., 2016) führt zu einer Unsicherheit, ob Biokunststoffe die Umweltbelastung verringern oder diese sogar verstärken können (Nandakumar et al., 2021).

Nicht nur die potenziellen Umweltauswirkungen, sondern auch die Entsorgung und Wiederverwertung von Biokunststoffen sind mit Herausforderungen verbunden. Die Vielfalt an Labels der (Bio-) Kunststoff-Verpackungen ist für den Verbraucher unübersichtlich, was bei der getrennten Abfallsammlung zu vermehrten Fehlwürfen führen kann.

Vor diesem Hintergrund verfolgt die vorliegende Arbeit das Ziel, den Einfluss biologisch abbaubarer Werkstoffe auf die Umwelt zu analysieren und geeignete Nachweismethoden zu entwickeln. Während der erste Teil auf einer umfassenden Literaturrecherche basiert, wurde der zweite Teil im Rahmen experimenteller Laborarbeit durchgeführt. Im Fokus steht dabei das Umweltkompartiment Boden; das Kompartiment Wasser wird in dieser Untersuchung nicht berücksichtigt. Betrachtet werden sowohl die Abbaubarkeit unter realen Bedingungen als auch potenzielle Umweltwirkungen, einschliesslich ökotoxikologischer Effekte.

1.2 Begriffsdefinition und Abgrenzung

Angesichts der bestehenden Unklarheiten über die tatsächliche Umweltrelevanz und Entsorgungswege von «Biokunststoffen» ist eine begriffliche Abgrenzung unerlässlich, um Missverständnisse zu vermeiden und eine fundierte Bewertung zu ermöglichen. Biokunststoff wird als Oberbegriff verwendet für: biobasierte Materialien, welche aus erneuerbaren Rohstoffen hergestellt werden, sowie biologisch abbaubare Materialien, die unter spezifischen Bedingungen durch Mikroorganismen abgebaut werden. Dabei gilt zu beachten, dass biobasierte Materialien nicht zwingendermassen biologisch abbaubar sind (sogenannte Drop-In-Kunststoffe, z. B. Bio-PE), ein biologisch abbaubares Material nicht biobasiert sein muss (z. B. PBAT) und kompostierbare Materialien unter natürlichen Umweltbedingungen nicht unbedingt vollständig abgebaut werden (Abbildung 1 oben) (Lambert & Wagner, 2017).

Biologisch abbaubare **Werkstoffe** (BAW) bilden eine übergeordnete Kategorie, die verschiedene Materialtypen umfasst, darunter auch biologisch abbaubare **Kunststoffe** (BAK). BAK sind polymerbasierte Materialien, die extrahiert, verarbeitet und formbar sind und unter bestimmten Bedingungen durch Mikroorganismen abgebaut werden können. Im Gegensatz dazu umfasst der Begriff BAW auch nicht-kunststoffbasierte Materialien wie Papier, Karton, Palmblatt oder andere pflanzliche Faserstoffe, die zwar ebenfalls biologisch abbaubar sein können, aber nicht auf polymerer Verarbeitung beruhen (Abbildung 1 unten).

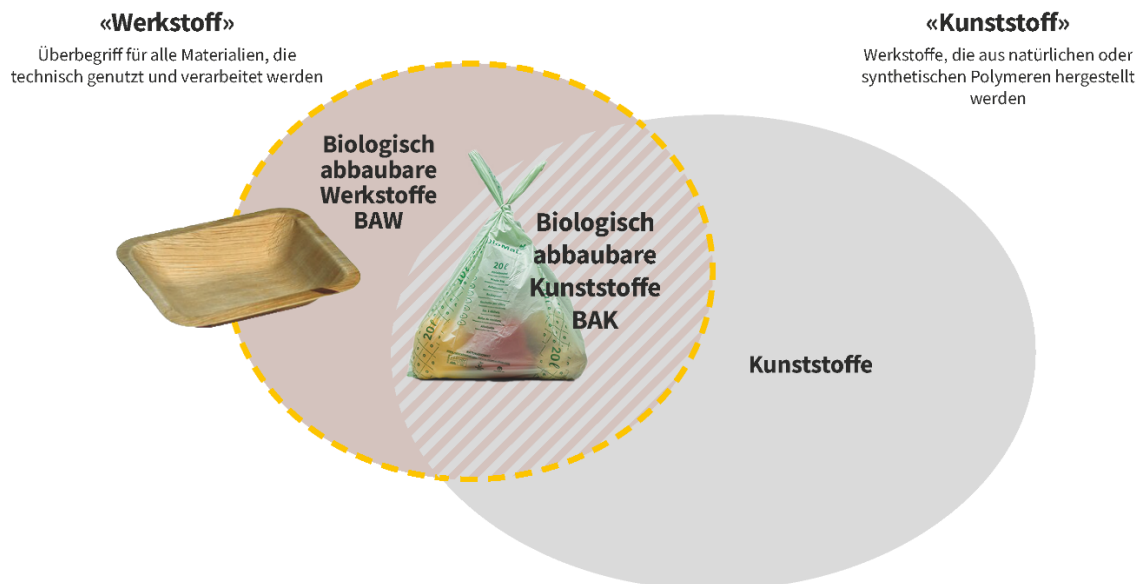
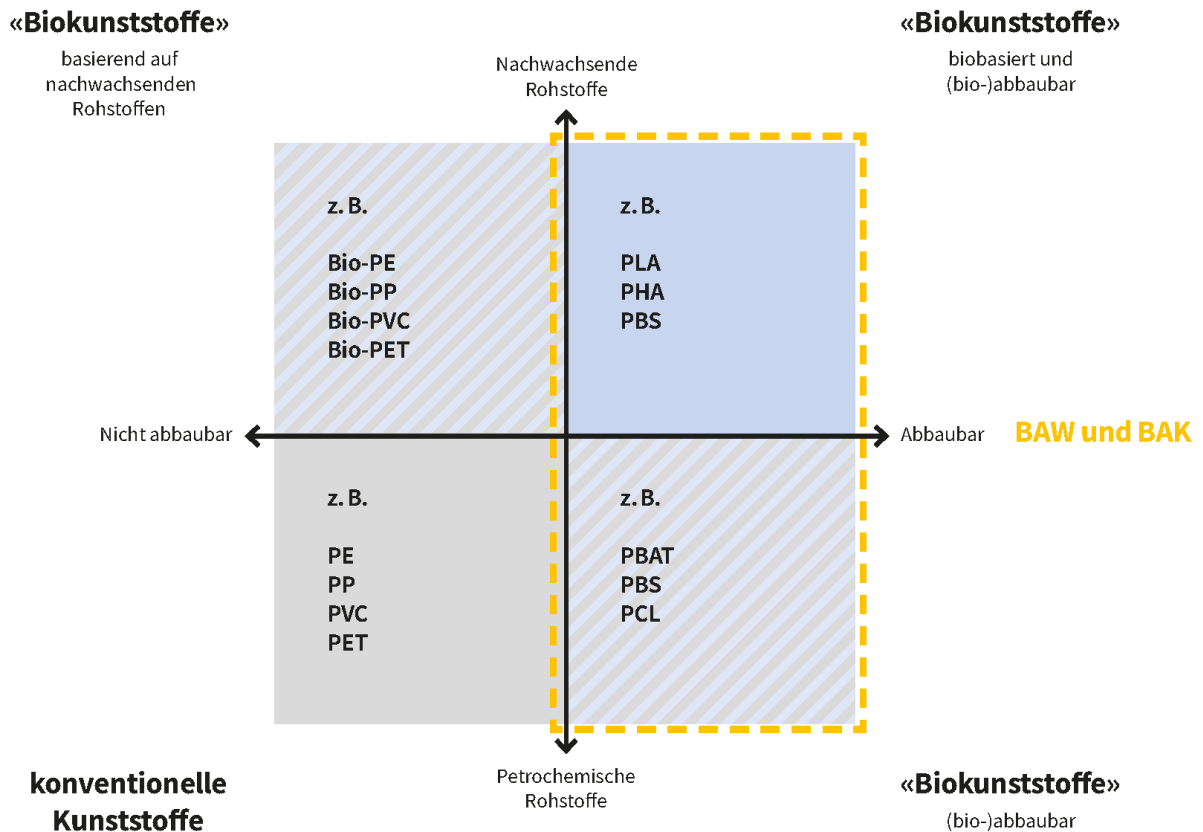


Abbildung 1: Oben: Abgrenzung konventioneller Kunststoffe von Biokunststoffen (Verändert nach Kreutzbruch et al., 2021). Unten: Einordnung der Begriffe Werkstoff bzw. BAW und Kunststoff bzw. BAK (Abbildung Teller: [Pacovis](#). Beutel: [Biomat](#))

Der Begriff Biokunststoff wird im Folgenden, mit Ausnahme von direkten Zitaten zur Wahrung des Wortlauts der Quelle, vermieden. Stattdessen wird von **biologisch abbaubaren Werkstoffen (BAW)** gesprochen oder, sofern der stoffliche Ursprung im Fokus steht, von biobasierten Werkstoffen. Diese begriffliche Entscheidung geht einher mit einer inhaltlichen Fokussierung: Der

Begriff Werkstoff wird verwendet, da die Betrachtung auf das generelle Umweltverhalten biologisch abbaubarer Materialien abzielt, unabhängig davon, ob es sich um polymere oder nicht-polymere Strukturen handelt. Zwar können BAW im Einzelfall eine kritischere Bewertung erfahren, doch eine Differenzierung entlang dieser stofflichen Zwischenkategorie ist auf der gewählten Flughöhe nicht zielführend, da sie weder systematisch etabliert noch analytisch trennscharf genug ist. Im Vordergrund steht eine übergeordnete Systematik, die eine fundierte Bewertung erst auf Ebene spezifischer Materialtypen, Materialmischungen oder konkreter Produkte erlaubt. Abschliessend sei darauf hingewiesen, dass bislang eine etablierte Terminologie für nicht-polymere biologisch abbaubare Werkstoffe fehlt.

1.3 Aktueller Stand der Forschung

Wer die Rolle von BAW in der Umwelt verstehen will, muss sich zuerst mit den Einträgen und Auswirkungen konventioneller Kunststoffe auseinandersetzen. In der Schweiz gelangen pro Jahr ca. 14'000 t Kunststoffe durch Abrieb, Zersetzung und unsachgemässe Entsorgung (inkl. Littering) in die Umwelt (Böden, Gewässer). Der Grossteil dieses Kunststoffeintrages stammt aus Reifenabrieb (rund 8'900 t) gefolgt von Littering (rund 2'700 t) und zahlreichen weiteren Quellen (Der Bundesrat, 2022). Einige der zu Grunde liegenden Bilanzierungen basieren auf Annahmen, um das Ausmass des Eintrages zu erfassen und sind mit einer entsprechenden Unsicherheit behaftet.

Rillig stellte bereits 2012 fest, dass die Auswirkungen und Einträge von Mikroplastik auf Böden zu wenig untersucht worden sind – der Hauptfokus in der Öffentlichkeit lag vor allem auf den Gewässer-Ökosystemen (Erny et al., 2020). Dieser Mangel ist besonders prekär, da aktuelle Studien davon ausgehen, dass Böden wesentlich höher mit Mikroplastik belastet sein könnten als Gewässer (de Souza Machado et al., 2018; Hann et al., 2018; Kawecki & Nowack, 2019; in Erny et al., 2020).

Kalberer et al. (2019) haben Kunststoffeinträge auf landwirtschaftlichen Nutzflächen in der Schweiz untersucht. Dabei stellten sie fest, dass jährlich rund 16'000 t Kunststoffe ausgebracht werden, wovon rund 160 t pro Jahr in den Böden verbleiben. Dabei stellen Littering (80 t/a) und verunreinigte Gärgut- und Kompostdünger (50 t/a) die Haupteintragsquellen dar. Kawecki et al. (2021) kommt bei den Einträgen verursacht durch Gärgut und Kompost mit 71 t/a auf eine ähnliche Menge.

Wie sich die Kunststoffe inkl. BAW auf die Umwelt, insbesondere die Böden, auswirken, ist noch wenig erforscht. Um negative Auswirkungen auf die Umwelt und den Menschen zu vermeiden, gilt das Vorsorgeprinzip (Vermeidung/Reduktion) (BAFU, 2020a).

Istel & Jedelhauser (2021b) bestätigen, dass grosser Forschungsbedarf über die Verbreitung, Eintragsmengen, Quellen und Auswirkungen von Mikro-/Nanoplastik in Böden (Bodenökosystem) besteht. Des Weiteren geht Rillig (2012) davon aus, dass die Mikroplastikpartikel aufgrund ihrer hohen Persistenz im Boden akkumuliert werden, was das Edaphon und die Biodiversität der Böden gefährden und somit Auswirkungen auf das terrestrische Ökosystem haben kann. Weitere Untersuchungen verdeutlichen das Ausmass der Auswirkungen, wenn Mikroplastik von Bodenlebewesen aufgenommen wird. Es kann deren Stoffwechsel beeinflussen und Entzündungen hervorrufen (Istel & Jedelhauser, 2021a).

Die bisherige Forschung zeigt zwar erste Erkenntnisse zu Mikroplastik in Böden, doch zur Verbreitung und Wirkung biologisch abbaubarer Werkstoffe (BAW) in der Schweizer Umwelt liegen bislang nur begrenzte Daten vor – eine Lücke, die die vorliegende Arbeit zu adressieren versucht.

1.3.1 Forschungsgruppen, Datenbanken und Informationsplattformen

Forschungsgruppen, welche die Thematik biologisch abbaubarer Mikro-/Nanoplastik resp. generell Mikro-/Nanoplastik im Boden aktiv untersuchen sind in Tabelle 1 aufgeführt.

Tabelle 1: Übersicht der Forschungseinheiten im DACH-Raum, welche sich zum Zeitpunkt der Studie mit Mikroplastik im Boden beschäftigen (nicht abschliessend).

Einrichtung	Forschungseinheit	Forschungsschwerpunkte	URL
ETH Zürich	Michael Sander	Entwicklung neuer Ansätze zur Nachverfolgung und Quantifizierung des biologischen Abbaus von Polymeren im Boden	Environmental Chemistry ETH Zurich
Zusammenschluss zahlreicher EU-Forschungseinrichtungen	In der Schweiz: Universität Bern und FiBL	Bewertung der Auswirkungen von Plastikablagerungen in landwirtschaftlichen Böden auf die Biodiversität, die Pflanzenproduktivität und die Ökosystemdienstleistungen sowie deren Transport und Abbau in der Umwelt	minagris.eu Geographisches Institut Universität Bern Forschungsinstitute für biologischen Landbau FiBL
Fachhochschule Nordwestschweiz FHNW	Institut für Biomasse und Ressourceneffizienz	Entwicklung einer Methode zur Detektion von (Mikro-)Kunststoffen in Boden, Kompost und Gärgut mittels hyperspektraler Bildgebung und künstlicher Intelligenz.	Institut für Biomasse und Ressourceneffizienz FHNW
Freie Universität Berlin	Matthias Rillig's lab	Verständnis der Auswirkungen globaler Umweltveränderungen, einschliesslich der Untersuchung von Mikroplastik im Boden	rilliglab.org
Thünen	Institut für Agrartechnologie	Verbreitung von (Mikro-) Plastik in der Umwelt, insbesondere Agrarböden	Projekt Plastik in Agrarböden
Fraunhofer	Fraunhofer UMSICHT	Entwicklung von biobasierten Kunststoffen und Rezyklat-Kunststoffen, biologische Abbaubarkeit von Polymeren, Werkstoffen und Kunststoffprodukten	Fraunhofer UMSICHT: Zirkuläre Materialien - Kunststoff
Umweltbundesamt Österreich	Forschungsplattform DaFNE des BML	PLASBo: Harmonisierte Methoden für Plastik und Mikroplastik in Böden	Plastik und Mikroplastik in Boden - PLASBO
MP-CH	Schweizer Forschungsnetzwerk von Wissenschaftlern, die sich in ihrer Forschung mit Mikroplastik beschäftigen	Vernetzung der Schweizer Mikroplastik-Forschung; Übersicht über Forschende und vorhandene Ressourcen	microplastics.ch
AIT Austrian Institute of Technology GmbH	Bereich «Bioresources»	Wissenslücken bei der Probenahme, Analyse und den Auswirkungen von Mikroplastik in der Landwirtschaft schliessen.	net-microplastic.eu
Universität Bonn	INRES - Allgemeine Bodenkunde und Bodenökologie	Verhalten von Schadstoffen inkl. Mikroplastik in unterschiedlichen Bodenökosystemen sowie deren Beeinflussung durch Klima und Landnutzung	Bodenwissenschaften im Institut für Nutzpflanzenwissenschaften und Ressourcenschutz (INRES)
Agroscope	Forschungsgruppe Umweltanalytik	Wie beeinflusst (Mikro-)Plastik landwirtschaftliche Böden? Abbau, Rückstände und Auswirkungen von bioabbaubaren Mulchfolien werden untersucht. Neue Methoden zur Analyse von Plastik im Boden werden entwickelt und erste Risiken für Bodenstruktur und -organismen bewertet.	Chancen und Risiken von Plastik in der Landwirtschaft

In Tabelle 2 sind Datenbanken und Informationsplattformen zu biologisch abbaubaren Werkstoffen gelistet. Eine Sammlung von Datenbanken zu biobasierten Kunststoffen findet man unter <https://biowerkstoffe.fnr.de/biokunststoffe/datenbanken>. Unter <https://biokunststofftool.de/werkstoffe> findet sich ein Internettool, welches als Leitfaden für biobasierte Kunststoffe dienen soll.

Tabelle 2: Übersicht bestehender Datenbanken und Informationsplattformen zu BAW (nicht abschliessend).

Name der Plattform	Schwerpunkte	URL
Materialarchiv	Das Material-Archiv vermittelt Wissen rund um Werkstoffe. Gestützt auf die enge Verknüpfung physischer Mustersammlungen mit der Plattform materialarchiv.ch werden Informationen über Materialien, deren Bearbeitung und Verwendung miteinander in Beziehung gesetzt.	materialarchiv.ch
Material-Datenbanken Kunststoff Web	über 190'000 technische Datenblätter aus den Bereichen Kunststoffe, Elastomere und Additive. SpecialChem hat sich zum Ziel gesetzt, technische Daten zu allen Polymeren und Additiven aller Anbieter aus allen Industrien weltweit in einer Datenbank verfügbar zu machen.	www.kunststoffweb.de
Material Data Center	Das Werkstoffportal von Plastics-Online basiert auf dem von Altair betriebenen Informationssystem «Material Data Center». Es beinhaltet physikalische Eigenschaftsdaten nach ASTM, einen CO ₂ -Rechner, und Berechnungsprogramme für mechanische Eigenschaften für Kunststoffanwender.	www.materialdatacenter.com
Compostable by Design Platform (CbDP)	CbDP will wissenschaftliche und technische Grundlagen schaffen, um kreislauffähige Wege für kompostierbare Materialien zu fördern. Dafür entwickelt sie einheitliche Prüfverfahren, Designrichtlinien, Entsorgungs- und Recyclingkonzepte sowie klare Kommunikations- und Kennzeichnungsleitlinien.	compostablebydesign.com
Fachgruppe BioKunststoffe	Die Fachgruppe BioKunststoffe, initiiert von Biomasse Suisse, realcycle und Swiss Recycle, untersucht die Auswirkungen, Chancen und Risiken neuer, innovativer Materialien im Kontext der «out of plastics»-Bewegung und entwickelt Massnahmen zur nachhaltigen Sicherstellung des biologischen Kreislaufs, einschliesslich der Optimierung von Kennzeichnung und Kommunikation.	Fachgruppe BioKunststoffe
European Bioplastics	European Bioplastics ist der Branchenverband der biobasierten, biologisch abbaubaren und kompostierbaren Kunststoffe in Europa und vertritt deren Interessen entlang der gesamten Wertschöpfungskette. Zudem bietet European Bioplastics Marktanalysen und Branchendaten zu Wachstum, Trends und Potenzialen im Bereich biobasierter/abbaubarer Kunststoffe	European Bioplastics e.V.

2 Überblick zum aktuellen Stand von BAW in der Schweiz

Die bisher begrenzte Datenbasis zu biologisch abbaubaren Werkstoffen (BAW) in der Schweiz erschwert eine fundierte Einschätzung ihrer Verbreitung und Bedeutung. Dieses Kapitel setzt daher auf eine systematische Bestandsaufnahme, um zentrale Akteure sowie aktuelle Mengen von Produkten und Materialien und deren Verwertungswege zu erfassen. Grundlage bilden eine Internetrecherche und eine ergänzende Umfrage bei den ermittelten Akteuren.

2.1 Zusammenfassung

Im Jahr 2022 wurden im Rahmen der Umfrage dieser Studie **8600 t** BAW-Produkte als in der Schweiz in Umlauf gebracht rückgemeldet. Im Vergleich zu den Daten von 2016 (3000 t) entspricht dies einer Steigerung um den Faktor 2.9. Aufgrund der Teilnahme mehrerer grosser Marktakteure ist davon auszugehen, dass ein relevanter Anteil der in der Schweiz eingesetzten BAW-Produkte erfasst wurde. Dennoch ist kann angenommen werden, dass die tatsächliche Menge höher liegt. Im Verhältnis zum jährlichen Kunststoffverbrauch der Schweiz (ca. 1 Mio. Tonnen) machen BAW-Produkte mengenmässig nur einen kleinen Anteil aus. Ihre zunehmende Bedeutung erfordert jedoch eine frühzeitige Bewertung potenzieller ökologischer Auswirkungen, um fundierte Entscheidungen für Forschung und Entwicklung zu ermöglichen. Der Grossteil der BAW-Produkte (**85 %**) wird über den Business-to-Business-Sektor (B2B) an Gastronomiebetriebe, einschliesslich Take-away, geliefert – darunter fallen Artikel wie Teller oder Besteck. Weitere **10 %** entfallen auf Produkte aus dem Detailhandel, insbesondere Kompostbeutel und Lebensmittelverpackungen. Die verbleibenden **5 %** verteilen sich auf Kleinmengen aus verschiedenen Branchen, darunter Verpackungen, Materialneuheiten, Haushaltsbedarf und Hygieneprodukte. Eine positive Entwicklung zeichnet sich dahingehend ab, dass mit der Verpackungs-, der Bau-, und der Textilbranche Innovationen in drei materialintensiven Bereichen Fortschritte angestrebt werden.

Das Verzeichnis der Akteure – darunter Importeure, Händler, Innovationsunternehmen, Bildungsinstitutionen und Interessenverbände – umfasst insgesamt **124 Einträge**, von denen **26 Akteure** die Umfrage vollständig ausgefüllt haben. Die Umfrage wurde im Zeitraum 2022 bis 2024 durchgeführt und bezieht sich auf das Jahr 2022.

Die Auswertung der Materialien nach Materialgruppen und Materialarten berücksichtigt die unterschiedlichen Detailgrade der Angaben zur Materialzusammensetzung. Die grösste Materialgruppe stellen **Cellulose(-basierte Materialien)** mit **74 %**, gefolgt von **PLA** mit **21 %** und **PBAT** mit **4 %**. Die übrigen **2 %** entfallen auf sonstige Materialien.

Von der in der Umfrage erfassten Menge von **8600 t BAW** wird geschätzt, dass **1077 t (13 %)** über die Grüngutschiene entsorgt werden (Referenzjahr 2022). Der überwiegende Rest gelangt in die energetische Verwertung, also in die Kehrichtverbrennung.

Auf Basis dieser Ergebnisse lassen sich mehrere Empfehlungen für die Weiterentwicklung des Umgangs mit BAW ableiten. So besteht Bedarf an einer **Verbesserung der Datenlage**, insbesondere hinsichtlich der Materialdeklaration und der Stoffströme. Zudem sollte eine **benutzerfreundliche Systematik** für die Materialdeklaration entwickelt werden. Eine **Verpflichtung zum Nachweis der vollständigen Materialzusammensetzung** ist insbesondere für Produkte aus BAW erforderlich, die in die Umwelt gelangen. Ohne genaue Kenntnis der Materialzusammensetzung ist es nicht möglich, ihre Umweltverträglichkeit, Abbaubarkeit oder potenzielle Schadstofffreisetzung zuverlässig zu bewerten. Eine vollständige Deklaration ist daher essenziell, um

Risiken für Umwelt und Gesundheit zu minimieren, geeignete Entsorgungswege zu wählen und regulatorische Anforderungen zu erfüllen. Zudem gibt es eine **Datenlücke** bei Akteuren aus den Bereichen Landwirtschaft, Garten- und Forstbedarf sowie bei Industrieprodukten wie Farben, Lacken und Schäumen.

Eine **Koordination der Entsorgungsmöglichkeiten** im Bereich Verwertung und Recycling ist notwendig, um die Rückführung geeigneter Materialien zu verbessern und Fehlwürfe zu reduzieren. Darüber hinaus sollte die Zusammenarbeit mit Grüngutanlagen (**Kompostier- und Vergärungsanlagen**) fortgesetzt werden, um einheitliche Regelungen zur Annahme bestimmter Produkte zu etablieren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die Grüngutschiene nicht der einzige Entsorgungsweg für BAW ist: Auch stoffliches Recycling – sofern künftig etabliert – sowie die energetische Verwertung müssen in die Erfassung, Bewertung und Kommunikation einbezogen werden.

Die Weiterführung der Liste der Akteure könnte auf ein **Bring- statt Holsystem** umgestellt werden, sodass sich Akteure eigenständig eintragen können, anstatt über eine Umfrage erfasst zu werden.

2.2 Einleitung

Seit der letzten umfassenden Erhebung zu BAW in der Schweiz durch Baier et al. (2016) hat sich der Markt stark weiterentwickelt. Die Nachfrage nach Alternativen zu herkömmlichen Kunststoffen wächst und abbaubaren Kunststoffen wird ein weiterhin starkes Marktwachstum prognostiziert. Dabei ist ihr Anteil am globalen Kunststoffmarkt derzeit noch gering: BAW machen weltweit weniger als 1 % der gesamten Kunststoffproduktion aus. Trotz dieses geringen Anteils ist ihre Bedeutung nicht zu unterschätzen: Aus Nachhaltigkeitsperspektive stehen sie im Fokus von Konsumenten/-innen und Medien, und die Branche sieht sich durch politische Rahmenbedingungen, beispielsweise die Kunststoffrichtlinien der EU, zunehmend unter Druck, auf alternative Materialien zu setzen. Gleichzeitig bestehen jedoch Unsicherheiten in mehreren Bereichen: **Mengen** und **Anwendungsbereiche** stellen zentrale Grundlagendaten dar, während die **Verwertung** als End-of-Life-Szenario ein zusätzlicher Faktor ist. Darüber hinaus bleibt offen, welche Umweltauswirkungen die einzelnen Materialien letztlich haben. Daher wird im Rahmen des BAWIU-Projekts eine Aktualisierung der Daten vorgenommen, um eine fundierte Grundlage für zukünftige Entscheidungen zu schaffen. Ziel dieses Kapitels ist es, mittels Erhebung die aktuellen BAW-Mengen in der Schweiz aufzuzeigen, zentrale Akteure zu identifizieren und die Ergebnisse mit den Daten von 2016 zu vergleichen.

Die vorliegende Studie baut auf der Arbeit von Baier et al. (2016) auf, in welcher zum ersten Mal Mengen, Produktformen und Ausgangsmaterialien von BAW im Kontext der Vergärung und Kompostierung für den Schweizer Markt zusammengetragen wurden. Ebenfalls Teil des Berichts von 2016 waren:

- a. Definition und Unterscheidung der bestehenden Normen und Prüfverfahren sowie Parameter und Bedingungen, welche zur Bestimmung der biologischen Abbaubarkeit von BAW benötigt werden,
- b. Die Identifizierung wesentlicher oder beispielhafter Akteure des Schweizer BAW-Marktes,
- c. Eine Mengenabschätzung über den Gesamtfluss von BAW in der Schweiz,
- d. Einflussfaktoren für den biologischen Abbau von BAW,
- e. Eine Bewertung der Tauglichkeit verschiedener Produkte und Materialien für die Verwertung auf unterschiedlichen Anlagentypen der Grüngutverwertung.

Für diese Grundlagen wird auf Baier et al., 2016, verwiesen. Im Rahmen der aktuellen Studie werden insbesondere die Punkte a bis c aktualisiert, sowie in Bezug zu den Ergebnissen von 2016 gestellt.

Grundlage für dieses Kapitel ist eine systematische Internetrecherche, ergänzt durch eine anschliessende Umfrage bei den identifizierten Akteuren. Ziel ist es, eine möglichst detaillierte Erfassung der in der Schweiz aktiven Firmen vorzunehmen, die BAW importieren, herstellen oder vertreiben. Dabei werden einzelne Komponenten, Rohmaterialien oder Endprodukte berücksichtigt.

2.3 Methode

2.3.1 Recherche und Identifikation relevanter Akteure

Die Recherche der kontaktierten Akteure wurde gemäss Anhang A1 durchgeführt. Dabei konnte teilweise auf bestehende Kontakte der ehemaligen Interessengemeinschaft Runder Tisch BAW sowie auf die Hauptakteure aus Baier et al. (2016) zurückgegriffen werden. Mit einer Internetrecherche wurden Akteure identifiziert, die neu auf dem Gebiet BAW tätig waren oder 2016 nicht berücksichtigt wurden.

Der Fragebogen (Anhang A2) wurde gegenüber dem Fragebogen von 2016 um die beiden Aspekte «Einsatz von Labeln» und «vom Akteur vorhergesehener Entsorgungsweg» ergänzt.

Sämtliche Angaben aus dem Rücklauf des Fragebogens, aus der Mailkommunikation und aus Telefonaten wurden in einem Excel-Dokument gesammelt. Auszüge daraus werden in Abschnitt 2.4 beschrieben. Die Liste der Akteure ist in Anhang A3 aufgeführt. Der vorliegende, öffentliche Bericht beinhaltet dabei nur Angaben von Firmen, die Auskünfte erteilt und einer Publikation zugestimmt haben. Auswertungen zu Materialien und Produkten sind in Abschnitt 2.4.2 abgebildet.

2.3.2 Datenerhebung und Rücklaufanalyse

Die Akteure haben im Fragebogen eine Abschätzung getroffen, in welchen Mengen die jeweiligen Produkte in das Grüngut gelangen. Wenn keine Abschätzung durch die Akteure erfolgte, basiert die Abschätzung, zu welchem Teil die umgesetzten Mengen [t/Jahr] dem Grüngut zugeführt werden, auf der Schätzung von Bauchmüller et al. (2021) und auf Erfahrungswerten (Baier, 2023). Es muss beachtet werden, dass die Verlustmenge in Bauchmüller et al. (2021) sich auf Produkte bezieht, welche direkt in die Natur gelangen unter Angabe des betroffenen Umweltkompartiments, während die Abschätzung «Zu Grüngut» den Fokus darauf setzt, ob ein Produkt über die Grüngutsammlung oder anderweitig entsorgt wird. Die verwendeten Verlustfaktoren sind in Anhang A4 aufgeführt.

Für die Auswertung des Rücklaufs aus dem Fragebogen wurden Angaben zu den verwendeten Materialien gruppiert und gemäss den unten aufgeführten 4 Kriterien erfasst. Dies trägt der Tatsache Rechnung, dass in der Regel mehrere, verschiedene Rohmaterialien in einem Produkt zur Verwendung kommen (Verbundmaterialien), dass Materialgruppen – z. B. Cellulose-haltige Materialien – verschiedenartige Stoffe umfassen und dass technische Polymere aufgrund von Zusatzstoffen weiter spezifiziert werden.

- **Materialart:** Verbundmaterial/Einzelwerkstoff
- **Materialgruppe:** Zusammenfassung oder Zuteilung von Materialarten zu Materialgruppen.
Z. B. Materialarten Palmblatt, Holz, Papier, Karton → Materialgruppe Cellulose;
rPLA, CPLA → Materialgruppe PLA;
Verbundmaterial aus Polyester und PSAC → Materialgruppe Stärke.
Bei der Zuteilung von Verbundmaterialien in die Materialgruppe wurde jeweils das schwieriger abbaubare Material als ausschlaggebend angesehen und nicht das mengenmässig vorherrschende, z. B. wird ein PLA-beschichteter Kartonbecher der Kategorie PLA zugeordnet und nicht den Cellulose-Produkten. Bei unbekannten Anteilen

von mehreren Kunststoffen wurde auf die Klassierung nach Materialdatenbank (Altair Engineering GmbH, o. J.) zugegriffen, z. B. Ecovio aus PLA und PBAT → PLA.

- **Markenname:** falls vorhanden
- **Komponenten:** bei bekannten Materialmischungen oder Händlerangaben

2.4 Ergebnisse und Diskussion

Hinweis zur Kapitelstruktur: Da die Ergebnisse der Untersuchung inhaltlich eng mit ihrer Interpretation verknüpft sind, werden sie in diesem Kapitel gemeinsam mit der Diskussion dargestellt.

2.4.1 Verzeichnis der Akteure

Das Verzeichnis der Akteure beinhaltete am 13.2.2025 124 Einträge, bestehend aus Importeuren, Händlern, Innovationsunternehmen, Bildungsinstitutionen und Interessenverbänden (Anhang A3).

Es wurden 115 Anfragen gestellt, worauf 46 Akteure geantwortet haben. 26 Akteure haben den Fragebogen ausgefüllt, 20 haben anderweitig Auskünfte erteilt, z. B. telefonisch. 69 Akteure haben keine Auskunft erteilt, davon sind 5 nicht mehr aktiv.

Gemäss Rücklauf aus dem Fragebogen wurden im Erfassungsjahr 2022 rund 8600 t BAW in der Schweiz in Umlauf gebracht. Im Vergleich dazu ergab die Erhebung 2016 eine jährliche Menge von 3000 t BAW-Produkten. Gründe für diese Steigerung um den Faktor 2.9 könnten insgesamt gesteigerte Volumina, gesteigerte Produktion bei den relevanten Akteuren oder grösserer Rücklauf auf den Fragebogen sein.

Es ist jedoch zu beachten, dass die Zahlen nur bedingt vergleichbar sind. Während in der aktuellen Erhebung eine breitere Datenbasis vorliegt, wurden 2016 exemplarisch Akteure portraitiert und befragt, ohne dass eine umfassende Datenanalyse durchgeführt wurde. Die damals untersuchten Akteure spielten als Frühanwender eine wesentliche Rolle in der Branche und lieferten wertvolle qualitative Einblicke, allerdings lag der Fokus weniger auf der quantitativen Erfassung der Gesamtmengen.

2.4.2 Recherche und Umfrage

Die Bereitstellung von Unternehmensdaten stellt weiterhin eine Herausforderung dar. Einerseits sind solche Zahlen für die betroffenen Firmen sensibel, andererseits sind sie essenziell für fundierte Entscheidungen – etwa in der Abfallwirtschaft.

Ein zentrales Problem ist, dass nicht alle Akteure bereit oder in der Lage waren, die erforderlichen Informationen bereitzustellen. Selbst wenn die Bereitschaft vorhanden war, fehlten teils die technischen Möglichkeiten, die Daten in der gewünschten Form abzurufen. Daher stellt sich die Frage, welche Mechanismen geschaffen werden könnten, um bereits im Vorfeld eine standardisierte Definition der Materialzusammensetzung und Produkteigenschaften zu ermöglichen. Eine bessere Harmonisierung von Datenstandards oder verpflichtende Offenlegungspflichten könnten hier Lösungen bieten.

Zudem ist die BAW-Landschaft der Schweiz eng mit dem globalen Handel verbunden. Diejenigen Akteure, welche die Frage nach der Herkunft beantwortet haben, haben angegeben, dass sie Roh- oder Zwischenmaterialien aus der Schweiz, Italien, Frankreich, Belgien, den Niederlanden und Japan bzw. Europa und Asien beziehen. Von genannten Markenmaterialien kann abgeleitet werden, dass zudem Komponenten aus Österreich, Spanien, Norwegen und den USA verarbeitet werden. Es gibt aber auch Akteure, die Komponenten herstellen, die ins Ausland exportiert werden und so

den möglichen Pfad in die Umwelt in der Schweiz verlassen. Die Rückverfolgbarkeit bzw. das Verbinden von Lieferketten ist somit nur bedingt möglich.

Die Aussagekraft der Umfragedaten ist teilweise begrenzt, da durch die angeschriebenen Akteure vereinzelt unvollständige oder unwissentlich fehlerhafte Angaben gemacht wurden. Zum Beispiel wurden Markenmaterialien mit bekannter Zusammensetzung durch die Unternehmen, welche die Angaben machten, einem falschen Material zugeordnet, falsche Angaben zu biobasiert/biologisch abbaubar gegeben oder die Angaben zur möglichen Verwertung wurden unvollständig oder nicht ausgefüllt. Es kamen Fälle vor, bei denen abbaubare Produkte auf der Unternehmens-Homepage gelistet waren, die nicht im Fragebogen rückgemeldet wurden. Aufgefallen ist ebenfalls, dass Detailhändler teilweise Produkte im Sortiment haben, deren Verpackung die Kompostierbarkeit bewirbt, ohne dass dies dem Händler bewusst ist.

Um dieses Problem zu minimieren, sollte die Verantwortung für die Bereitstellung von Informationen möglichst früh in der Lieferkette liegen – idealerweise beim Hersteller oder Importeur. Da Händler oft nicht über das nötige Fachwissen verfügen, um Materialzusammensetzungen selbst zu analysieren, sind klare und zugängliche Herstellerangaben entscheidend. Digitale Produktpässe oder verpflichtende Kennzeichnungssysteme könnten die Datengrundlage verbessern und die Weitergabe relevanter Informationen erleichtern.

Unvollständige oder ungenaue Angaben erschweren eine präzise Analyse und können die Aussagekraft der Ergebnisse beeinträchtigen. Vordefinierte Antwortmöglichkeiten oder Pflichtfelder könnten helfen, unvollständige oder uneinheitliche Angaben zu reduzieren.

Die Mengenangaben der folgenden Auswertungen beziehen sich, sofern nicht anders angegeben, auf die von den Akteuren gemeldeten importierten, produzierten oder vertriebenen Mengen. Gemäss den Auskünften der angeschriebenen Akteure beträgt die erfasste Menge der BAW-Produkte aus dem Jahr 2022 8600 t.

2.4.2.1 Akteure

Die Ergebnisse der Auswertung zeigen, dass nur wenige Akteure eine relevante Rolle in Bezug auf die Menge der in Umlauf gebrachten BAW-Produkte spielen.

- **Dominanz einzelner Akteure:** Rund 85 % der gemeldeten BAW stammen von einem einzelnen Akteur, der hauptsächlich den B2B-Sektor beliefert.
- **Detailhandel:** Weitere knapp 10 % der BAW-Produkte werden über den Detailhandel (5 Akteure) vertrieben.
- **Kleinere Akteure:** Die restlichen 5 % verteilen sich auf 20 Akteure, die weniger als 1 % der rückgemeldeten Menge beitragen.
- **Händler vs. Produzenten:** Nach Anzahl der Akteure überwiegen Händler von BAW-Produkten, nach Menge fallen jedoch Produzenten stärker ins Gewicht.

Bei Innovationsunternehmen ist ein deutliches Bestreben nach sinnvollen End-of-Life-Lösungen erkennbar.

- **Abbaubarkeit in der Natur:** Mehrere Firmen arbeiten daran, dass ihre Produkte in der offenen Natur abgebaut werden können – insbesondere bei Anwendungen, bei denen ein gewisser Abrieb unvermeidlich in die Umwelt gelangt.
- **Neue Materialien:** Ein Unternehmen forscht zudem an einem Produkt, das im Bau- und Transportsektor in grossen Mengen anfällt und als BAW gezielt zur Reduktion von Abfall beitragen könnte. Der Fokus liegt auf der Skalierbarkeit dieser Materialneuheit, sodass die

Produktionskosten auf das Niveau erdölbasierter Schaumstoffe sinken. Dadurch sollen die neuartigen Komposite für die Verpackungs- und Bauindustrie im industriellen Massstab nutzbar werden.

- **Neue Verwertungslösungen:** Ein weiterer Akteur beschäftigt sich mit der Entwicklung neuer Verwertungslösungen für abbaubare Textilien.
- **Verzicht auf Kennzeichnung der Abbaubarkeit:** Mehrere Firmen haben angegeben, dass sie zwar BAW-Produkte im Sortiment führen, aber nur einen kleinen Teil davon als abbaubar ausweisen. In der Regel sind das Kompostbeutel mit Gitterdruck.

Einige Akteure aus dem Detailhandel haben Richtlinien, die Produkte aus BAW oder biobasierten Materialien untersagen, sofern die Rohstoffe den **Lebensmittelanbau direkt oder indirekt konkurrenzieren**.

Mit einigen der kontaktierten Firmen fand ein Austausch statt, obwohl sie sich aus unterschiedlichen Gründen aus dem BAW-Markt zurückgezogen haben oder bewusst nicht als Akteur in diesem auftreten. Gründe, die hierfür genannt wurden, sind

- **Weiterverarbeitung:** Da das Produkt eher längere Zeit zum Kompostieren braucht und ein wertvoller Rohstoff ist, kann es weiterverarbeitet anstatt kompostiert werden.
- **Schwierigkeiten, Konsumenten zur korrekten Entsorgung zu informieren:** Viele Konsumenten wissen nicht, welche Faktoren den Abbau eines als abbaubar beworbenen Produkts beeinflussen. In einem Fall ist der Akteur auch als Recyclingunternehmen tätig und hat so vertieften Einblick in die Problematik von falsch entsorgten BAW-Produkten.
- **Kein Mehrwert aus dem Argument der Abbaubarkeit:** Solange Grüngutanlagen die BAW-Produkte nicht annehmen – etwa weil sie keinen Beitrag zur Gasproduktion leisten oder die Qualität des Endproduktes beeinträchtigen – bleibt das Argument wirkungslos.
- **Empfehlung Entsorgung:** Eine bessere Koordination der Entsorgungsmöglichkeiten im Bereich Verwertung und Recycling ist notwendig. Die Zusammenarbeit mit Grüngutanlagen sollte fortgesetzt werden, um einheitliche Regelungen zur Annahme bestimmter Produkte zu etablieren. Dabei ist zu berücksichtigen, dass neben der Grüngutschiene künftig auch stoffliches Recycling sowie energetische Verwertung einbezogen werden müssen.

Der Rücklauf auf den Fragebogen war trotz Begleitschreiben des BAFU verhalten. Unternehmen, die nicht zeitnah auf den Erstkontakt reagierten, zeigten in der Regel auch auf erneute Anfragen keine oder nur teilweise Bereitschaft zur Auskunft.

- **Verweigerte Auskünfte:** Eine besonders umweltrelevante Akteursgruppe, nämlich Unternehmen aus dem Gartenbau- und Landwirtschaftssektor, hat nahezu geschlossen die Auskunft verweigert. Dadurch konnten keine belastbaren Daten zu ihrem Umgang mit BAW-Produkten ermittelt werden, was eine bedeutende Lücke in der Analyse darstellt.
- Der **Detailhandel** ist in der Umfrage hingegen nahezu vollständig abgedeckt.
- **Unvollständigkeit:** Trotz sorgfältiger Recherche ist nicht auszuschliessen, dass nicht alle relevanten Akteure in die Analyse einbezogen wurden.
- **Empfehlung Erfassung:** Um diese Lücken künftig zu schliessen, könnte die Weiterführung der Liste der Akteure auf ein Bring- statt Holsystem umgestellt werden,

sodass sich Akteure eigenständig eintragen können, anstatt über eine Umfrage erfasst zu werden.

2.4.2.2 Materialien

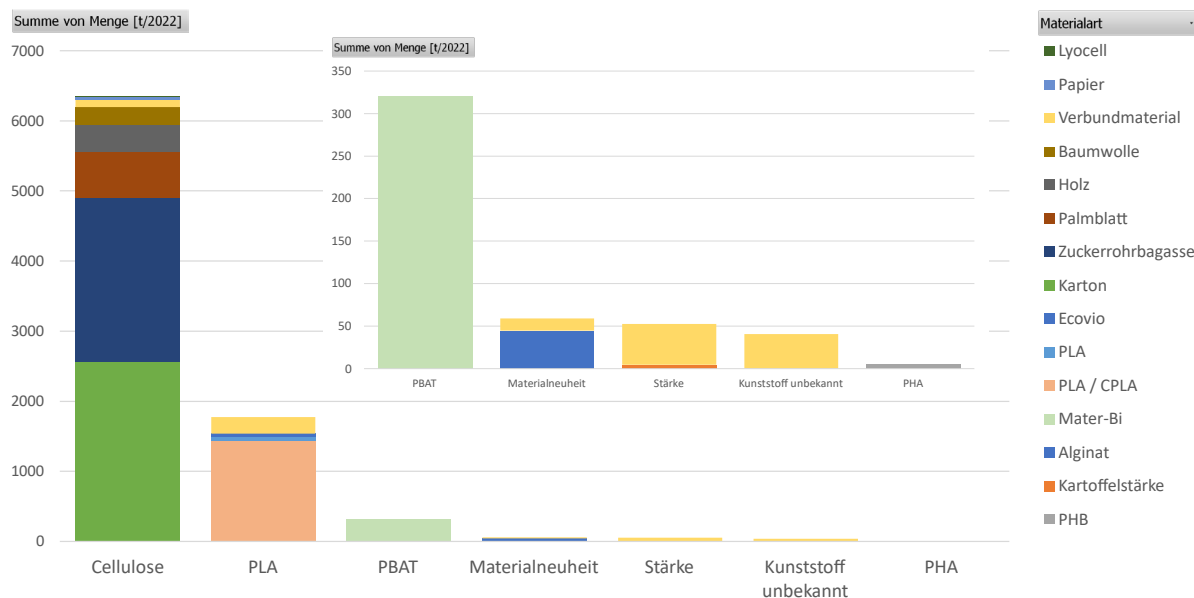


Abbildung 2: In der Umfrage erfasste BAW-Materialgruppen (Referenzjahr 2022); Materialien mit geringen Mengenanteilen werden zusätzlich vergrößert dargestellt.

Der grösste Anteil der rückgemeldeten in 2022 in der Schweiz in Umlauf gebrachten BAW beläuft sich auf die Materialgruppe Cellulose mit 6351.33 t (74 %), gefolgt von PLA mit 1775.7 t (21 %) und PBAT (inkl. Mater-Bi) mit 320.9 t (4 %). Materialneueheiten, Stärkeprodukte, unbekannte Materialzusammensetzungen und PHA machen zusammen 2 % aus (Abbildung 2).

Bei der meistverwendeten Materialgruppe, den cellulosebasierten Werkstoffen, zeichneten sich Probleme bei der Recherche und Auswertung in folgenden Punkten ab:

- Cellulose-Produkte werden teilweise nicht als BAW wahrgenommen, dies betrifft einerseits Faserprodukte aus wenig verarbeiteten Stoffen wie Palmblatt, aber auch Produkte aus Papier und Karton.
- Eine Abgrenzung ist teilweise schwierig zwischen «reinem Papier», das über die Altpapiersammlung entsorgt werden soll (z. B. ein Couvert) und «papierartigen Produkten», welche bewusst als abbaubare Lebensmittelverpackungen konzipiert werden (z. B. Backpapier, Käsepapier, Fleischpapier).
- Produkte aus reinem Holz wie Holzbesteck bauen sich i. d. R. langsamer ab, sind aber unbedenklich. Trotzdem erfüllen sie nicht die Vorgaben von Labels der Abbaubarkeit und stellen unter Umständen eine optische Beeinträchtigung im Endprodukt Kompost dar.

Bei der Auswertung der Umfragewerte hat sich gezeigt, dass grosse Unterschiede im Umgang mit Begriffen, Materialbezeichnungen und der Klassierung von BAW bestehen. Diese Erfahrungen aus dem Rücklauf fliessen in die Gruppierung (Abschnitt 4.1) und die Informationssammlung (Abschnitt 4.5) ein.

Als Ergänzung zur Umfrage könnte eine verbesserte Kennzeichnung von Materialien dazu beitragen, die Einordnung und Vergleichbarkeit zu erleichtern. Darüber hinaus bieten möglicherweise auch die Ein- und Ausfuhrstatistiken des Bundesamts für Zoll und Grenzsicherheit (BAZG) zusätzliche Anhaltspunkte zur Materialverwendung.

2.4.2.3 Produkte

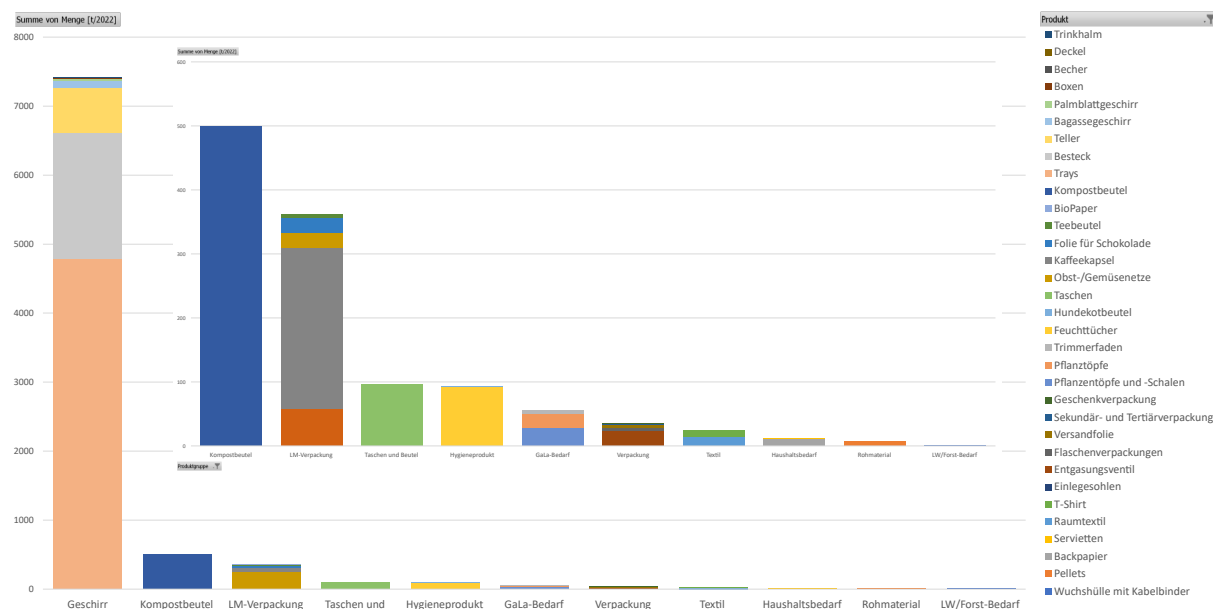


Abbildung 3: Rückgemeldete im Jahr 2022 in der Schweiz in Umlauf gebrachten BAW-Produkte; Produkte mit geringen Mengenanteilen werden zusätzlich vergrößert dargestellt. (Abkürzungen in den Legenden: LM = Lebensmittel, GaLa = Garten und Landschaft, LW = Landwirtschaft)

Nach Produkten aufgeschlüsselt (Abbildung 3) zeigt sich, dass die meisten Produkte aus der Kategorie Catering/Gastronomie (83 %) stammen, gefolgt von Kompostbeuteln (6 %). Lebensmittelverpackungen sind mit 4 % die drittgrösste Kategorie. Die restlichen Kategorien zusammen machen rund 4 % aus.

Bei den Kaffee kapseln und -Pads wird die Menge BAW in Zukunft vermutlich höher ausfallen, da ein grosser Akteur 2024 ein abbaubares Produkt lanciert hat.

Globale Produktionskapazitäten von Biokunststoffen 2024 nach Marktsegment (in 1000 Tonnen)

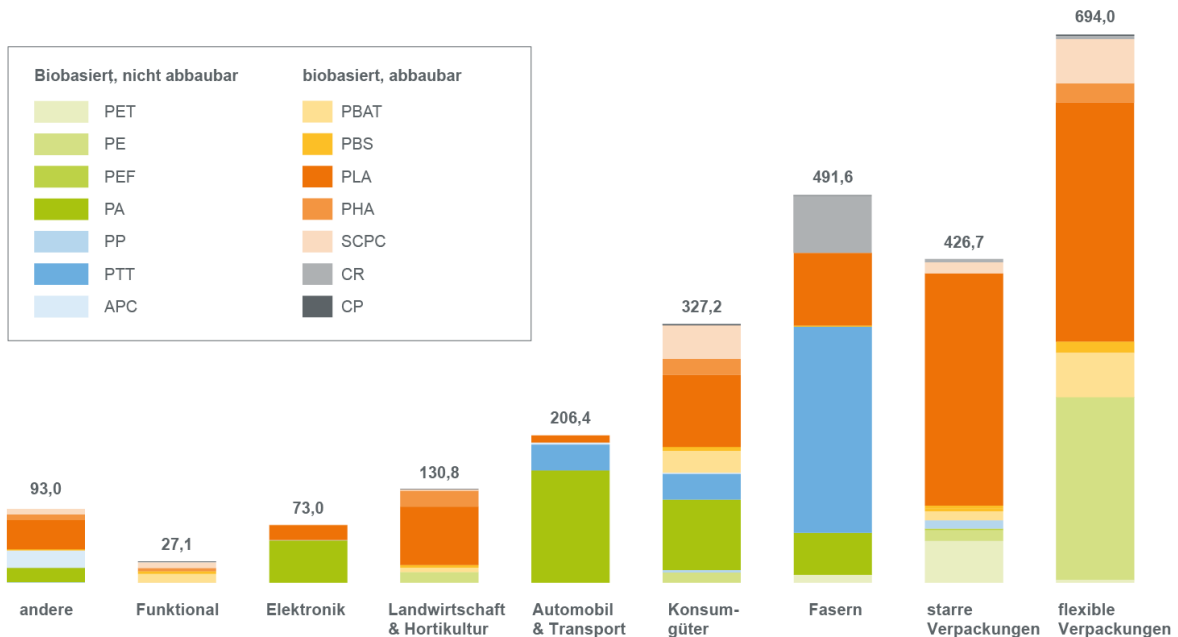


Abbildung 4: Globale Produktionskapazitäten von biobasierten und abbaubaren Kunststoffen 2024 (Marktsegmente nach Polymeren) (European Bioplastics e.V., nova-Institute, 2024, übersetzt)

Ein Vergleich mit globalen Daten (Abbildung 4) zeigt, dass Verpackungen (einschliesslich Einweggeschirr) sowohl weltweit als auch im untersuchten Rücklauf eine zentrale Rolle spielen. Während Verpackungen global bereits den grössten Anteil ausmachen, ist ihr Anteil im untersuchten Materialrücklauf noch deutlich höher. Weitere relevante Segmente sind Fasern, Konsumgüter und Anwendungen im landwirtschaftlichen Bereich, die vorwiegend durch PLA-basierte Produkte vertreten sind.

Trotz fehlender Rückmeldungen in der Umfrage sind folgende, in der Recherche dokumentierte Produkte besonders hervorzuheben:

- **Zigarettenfilter** gehören zu den am häufigsten gelitterten Produkten, global gar das am meisten falsch entsorgte Objekt (Bonanomi et al., 2020). Problematisch sind dabei nicht nur die langsame und/oder ungenügende Abbaubarkeit, sondern auch die im Filter angereicherten Schadstoffe. Trotzdem werden zunehmend Filter und Zigaretten vermarktet, die als abbaubar oder kompostierbar deklariert sind.
- **Mulchfolien** sowie weitere Agrarfolien und -vliese nehmen eine zentrale Rolle in der Diskussion um die Substitution konventioneller Kunststoffe durch BAW ein. Abbaubare Mulchfolien bestehen häufig aus PBAT, PCL, PBS oder PLA. Zur Beschleunigung des Abbaus und zur Kostenreduktion werden die Polymere häufig mit Füllstoffen wie Stärke, Lignin oder Cellulose versetzt (Huo et al., 2024). Sintim et al., 2020, fassen zusammen, dass Mulchfolien aus BAW zwar abbaubar sind, jedoch abhängig von den Umweltfaktoren so langsam, dass Kunststoffteile mehrere Jahre in der Umwelt persistieren können. Die Autoren empfehlen aus diesem Grund die industrielle Kompostierung von abbaubaren Mulchfolien. Ein Nachteil bei der Verwendung von Mulchfolien aus herkömmlichem Kunststoff ist, dass bei der Sammlung Bodenmaterial mit abgetragen wird und es dadurch zu Verlust von Boden kommt (Gioia et al., 2021).
- **Tropfbewässerungssysteme** stellen in grossmassstäblichen landwirtschaftlichen Produktionen einen relevanten Kostenfaktor dar, insbesondere im Hinblick auf ihre

Entfernung und Entsorgung. Durch die Einwirkung von UV-Strahlung und Chemikalien können sie zur Entstehung von Mikroplastik beitragen (Europäische Kommission, 2024).

- **Kaugummi** bleibt nach dem Ausspucken oft über lange Zeit in der Umwelt erhalten und ist in Städten ein bekanntes Abfallproblem. Auch hier finden sich zunehmend Produkte, die mit der Kennzeichnung «abbaubar» vermarktet werden, was zu einer irreführenden Wahrnehmung führen und die unsachgemässe Entsorgung in der Umwelt begünstigen kann.
- **Couverts mit abbaubaren Fenster** sind in der Schweiz im Umlauf und als abbaubar gekennzeichnet. Papierrecycling ist gut etabliert. Es ist unklar, welchen Einfluss Fenster aus BAW auf den Recyclingprozess haben. Für Konsumentinnen und Konsumenten bleibt zudem unklar, wie diese Produkte korrekt zu entsorgen sind. Es besteht die Möglichkeit, dass ein Couvert statt im Altpapier auf dem Kompost entsorgt wird. Dadurch besteht die Gefahr, dass auch andere ungeeignete Stoffe wie Klebstoffe oder Druckfarben in den Kompost gelangen.
- Es wurden keine Informationen zu Anwendungen von BAW in **Farben, Lacken, Gelen, Dämmstoffen, Klebstoffen und Schäumen** gefunden. Solche Produkte sind global aber in Entwicklung oder bereits in Verwendung. Beispiele dafür sind wasserabstossende Lacke mit PLA-Anteil (X. Wang et al., 2023). Analog der herkömmlichen nicht-abbaubaren Variante dieser Produkte, muss davon ausgegangen werden, dass auch Partikel aus solchen Produkten in die Umwelt gelangen.
- Die Abklärungen zu **Beschichtungen von Saatgut, Pflanzenschutzmitteln und Düngern** hat ergeben, dass die genauen Zusammensetzungen den Vertreibern nicht bekannt sind und dass bei Qualitätskontrollen nur das Saatgut selbst, z. B. auf Pathogene, getestet wird.

2.4.2.4 Verwertung in Grüngut

Von der im Rahmen der Erhebung rückgemeldeten Menge von 8600 t/2022 wird bei 1077 t angenommen, dass sie über die Grüngutschiene entsorgt werden. Der Wert setzt sich hauptsächlich aus den Fraktionen Kompostbeutel 499 t, Geschirr 423 t und Lebensmittelverpackung 154 t zusammen.

Die Angaben zum Anteil der BAW-Produkte, die tatsächlich über die Grüngutschiene entsorgt werden, basieren auf Schätzungen (vgl. 2.3.2). Während bei Kompostbeuteln mit Gitterdruck davon auszugehen ist, dass der Grossteil über das Grüngut entsorgt wird, besteht bei anderen Produkten, wie etwa Einweggeschirr, eine grössere Unsicherheit. Eine Auswertung über den vom Akteur vorhergesehenen Entsorgungsweg ist nicht Teil der vorliegenden Arbeit. Es hat sich jedoch gezeigt, dass die Frage, welche Entsorgungswege *möglich* und welche durch den Hersteller oder Vertreter *empfohlen* sind, zukünftig beachtet werden könnte. Dabei wäre auch zu berücksichtigen, dass der Verbraucher nicht zwingend den Entsorgungsweg wählt, den der Hersteller ursprünglich vorgesehen hat (z. B. durch unklare oder fehlende Kennzeichnung).

Im Rahmen der BAFU-Studie Lebensmittelverluste und Fremdstoffe in Schweizer Grüngut 2022/23 (Hüsch et al., 2023) wurden durch Sortierungen von kommunalem Grüngut Hochrechnungen für verschiedene Fremdstofffraktionen erstellt. Für abbaubare Kunststoffe ergab die Analyse eine Menge von 2862 t Frischsubstanz (FS) pro Jahr.

Die Differenz zu den in dieser Publikation geschätzten 1077 t im Jahr 2023, die über die Grüngutschiene entsorgt werden, lässt sich teilweise durch die unterschiedliche Erfassungsweise von FS und Trockensubstanz (TS) erklären. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die gemeldeten Mengen aus dem Rücklauf der Umfrage stammen und demnach keine vollständige Erfassung oder

Schätzung der Gesamtmenge darstellen. Aus diesem Grund sollte die Interpretation der Daten mit entsprechender Vorsicht erfolgen.

2.4.2.5 Handlungsempfehlungen

Aus den Rückmeldungen der Akteure lassen sich Handlungsempfehlungen ableiten. Erklärender Kontext folgt in den weiteren Kapiteln des Berichts.

- **Datenstandards harmonisieren:** Gemeinsame Formate für die Erfassung und Bereitstellung entwickeln. Begrifflichkeiten harmonisieren.
- **Offenlegungspflichten einführen:** Materialdeklaration verpflichtend machen, um Umweltverträglichkeit und Risiken bewerten zu können.
- **Verantwortung früh in der Lieferkette verankern:** Hersteller oder Importeure sollen die Datenbereitstellung übernehmen.
- **Klare Herstellerangaben sicherstellen:** Händler verfügen oft nicht über das nötige Fachwissen zur Materialanalyse.
- **Digitale Produktpässe einführen:** Einheitliche, zugängliche Informationen zur Materialzusammensetzung bereitstellen.
- **B2B-Endpunkte einbeziehen:** Die dominanten Akteure im B2B-Sektor müssen gezielt in die Kommunikation und Steuerung eingebunden werden.
- **Detailhandel schulen und überwachen:** Obwohl der Detailhandel bereits gut integriert ist, braucht es kontinuierliche Schulung und Kontrolle seiner Kommunikation gegenüber Konsumenten.
- **Kleinere Akteure berücksichtigen:** Viele kleine Händler tragen mengenmässig wenig bei, sind aber aufgrund ihrer Anzahl relevant und können zur Verbreitung von fehlerhaften Informationen beitragen.
- **Produzenten direkt einbinden:** Produzenten treten öffentlich wenig auf, sind aber mengenmässig entscheidend und sollten daher aktiv in politische Entscheidungsprozesse einbezogen werden.
- **Abbaubarkeit in der Natur fördern:** Produkte, die unvermeidlich Abrieb in die Umwelt bringen, sollten gezielt auf Abbaubarkeit unter Umweltbedingungen ausgerichtet werden.
- **Kostenfaktor neuer Materialien berücksichtigen:** Bei Innovationen muss die Skalierbarkeit gesichert und die Produktionskosten auf das Niveau konventioneller Alternativen gesenkt werden, um eine industrielle Nutzung zu ermöglichen.
- **Verwertungsakzeptanz:** Für Innovationen (Produkte, Materialien) ist eine Kontrolle der tatsächlichen Abbaubarkeit notwendig; der Entsorgungsweg sollte frühzeitig bei der Entwicklung einbezogen werden, sodass bei gesichertem Abbau keine Ablehnung bei den Verwertern besteht.
- **Deklaration am Entsorgungsweg orientieren:** Produkte sollten nur wo nötig als abbaubar gekennzeichnet werden. Stattdessen ist eine klare Deklaration des vorgesehenen Entsorgungswegs entscheidend.

3 Regulatorisches Umfeld von BAW

In diesem Kapitel wird ein Überblick gegeben zu dem regulatorischen Umfeld, das die Verwendung von BAW in der Schweiz und den EU-Nachbarstaaten beeinflusst. Dazu werden in Abschnitt 3.4 (Ergebnisse) geltende Normen, Label und Regulationen aufgeführt und beschrieben. Die Diskussion (3.5) enthält eine kritische Reflektion dieser Grundlagen sowie einen Vergleich der rechtlichen Situation der Schweiz mit der EU. Darauf basierend wurden mögliche Handlungsfelder identifiziert und Vorschläge für Massnahmen herausgearbeitet (3.5.4). Entsprechende Begriffe werden im jeweiligen Abschnitt erläutert oder sind im Glossar aufgeführt.

3.1 Zusammenfassung

BAW werden vermehrt entwickelt und verwendet, um negative Folgen des Eintrags von Kunststoffen in die Umwelt zu mindern. Es ergeben sich jedoch nicht nur Vorteile aus der Nutzung von BAW und der Markt ist grösstenteils noch unstrukturiert. Um negative Auswirkungen von BAW zu vermeiden und Handlungsbedarf im Bereich ihrer Regulierung zu identifizieren, wurde eine Übersicht der in der Schweiz und den EU-Nachbarstaaten geltenden Normen, Label und Regulationen mit Bezug zu BAW erstellt. In einem zweiten Schritt wurden diese verglichen, diskutiert sowie Vorschläge für mögliche weiterführende Massnahmen erarbeitet.

In der Schweiz gibt es bislang nur wenige konkrete Vorschriften, die BAW betreffen. Es sind jedoch gesetzliche Grundlagen vorhanden, die zu ihrer Regulierung angewandt werden können. Die EU hat in den letzten Jahren eine umfassende Strategie für den Umgang mit Kunststoffen entwickelt, die auch die Verwendung von BAW regelt. Diese orientiert sich stark an der Abfallhierarchie. Die Reduktion des Konsums kurzlebiger Produkte, eine Erhöhung der Lebenszeit von Produkten, Wiederverwendbarkeit, Reparatur oder gemeinsame Nutzung von Produkten erhalten eine höhere Priorität als der Ersatz durch biologisch abbaubare Materialien. BAW sollen in der EU nur angewandt werden, wenn sich durch ihren Einsatz eine geringere Umweltbelastung oder ein sonstiger Vorteil ergibt. Dies ist z. B. der Fall, wenn der Eintrag von Kunststoffen in die Umwelt nicht verhindert werden kann. Zur Beurteilung der Umweltbelastung sollen Ökobilanzen verwendet werden.

Um Handelshemmnissen vorzubeugen, orientiert sich die Schweiz im Bereich Kunststoff an den Regulationen der EU. Dies ist auch im Bereich BAW sinnvoll. Da EU-Regulationen für die Schweiz nicht rechtsbindend sind, können gut etablierte Branchenlösungen wie der Gitterdruck als Kennzeichnung von BAW in der Schweiz weiterhin und ggf. zusätzlich verwendet werden.

Eine Verbesserung der Umwelt- und Prozessverträglichkeit von BAW kann erreicht werden, indem geltende Normen an den aktuellen Stand von Technik und Forschung sowie an die aktuellen oder geplanten gesetzlichen Anforderungen angepasst werden. Im Rahmen der EU-Gesetzgebung ist die Überarbeitung der EN 13432 (Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau) und der EN 17033 (Biologisch abbaubare Mulchfolien für den Einsatz in Landwirtschaft und Gartenbau) geplant, sowie die Entwicklung neuer Normen und Prüfverfahren für geeignete Anwendungen von BAW.

Insbesondere im Bereich der Heimkompostierung und für BAW, deren Eintrag in Boden nicht verhindert werden kann, fehlen europäische und Schweizer Normen, die über die Anwendungsfelder von heimkompostierbaren Tragtaschen und Mulchfolien hinausgehen. Aufgrund der aktuellen Datenlage (4.3) kann zudem nicht mehr von der in den Normen SN EN 13432:2000 und SN EN 14995:2007 getroffenen Annahme ausgegangen werden, dass BAW, die bei der industriellen Kompostierung nicht vollständig abgebaut werden, bei der nachfolgenden Verwendung des

Komposts (Abbau in Boden) abgebaut werden. Im Bereich der Ökotoxizität sollten die Testprotokolle regelmässig überprüft, Additive berücksichtigt und die Datenlage erweitert werden.

Bei der Verwertung von BAW sollten in der Schweiz Nutzungsaspekte stärker berücksichtigt werden: Eine Verwertung von BAW in Grüngutanlagen ist dann angezeigt, wenn sich Vorteile für die Logistik, für die Verwertungstechnologie oder für die Produkte (Recyclingdünger) ergeben. Andere BAW sollten energetisch verwertet oder – falls mengenmässig relevant – werkstofflich recycelt werden. Entsprechende Anforderungen sind jeweils schon beim Produktdesign zu berücksichtigen.

Um falsche Interpretationen und Implikationen der kommunizierten Informationen zur biologischen Abbaubarkeit und Kompostierbarkeit zu vermeiden, sollte die Kommunikation vereinheitlicht und vereinfacht werden. Dazu könnten zum einen Zertifizierungsprogramme und Labels so harmonisiert werden, dass sie auf vergleichbaren und anwendungsspezifischen Normen basieren, zum anderen könnte eine einheitliche Kennzeichnung von und Informationspflicht zu BAW erarbeitet werden. Angedacht ist z. B. eine Lösung mit einfach verständlichen Piktogrammen, die den Entsorgungsweg anzeigen.

Um die Entwicklung zu einer umweltverträglichen und ressourcenschonenden Wirtschaft im Bereich BAW sowie Kunststoffe im Allgemeinen stärker zu fördern, sollten in der Schweiz klare Rahmenbedingungen und Vorgaben erarbeitet werden. Wo freiwillige Massnahmen nicht genügen, sollten konkrete Anforderungen und Zielvorgaben festgelegt werden.

Aktuell werden durch die Plattform Compostable by Design (CbDP) und die Fachgruppe Biokunststoffe von Swiss Recycle unter Mitarbeit relevanter Akteure in der Schweiz und der EU Rahmenbedingungen geschaffen für ein nachhaltiges Design, die sichere und umweltgerechte Verwertung, die Kennzeichnung und Kommunikation von BAW. Der Safe and Sustainable by Design (SSbD) Bewertungsrahmen, welcher von der Europäischen Kommission initiiert wurde, schafft entsprechende Rahmenbedingungen für die Entwicklung und Anwendung von sicheren und nachhaltigen Materialien auch über den Rahmen von BAW hinaus.

3.2 Einleitung

BAW werden vermehrt entwickelt und verwendet, um negative Folgen des Kunststoffeintrags in die Umwelt zu mindern. Abbaubaren Kunststoffen wird weiterhin ein starkes Marktwachstum prognostiziert (2.2), ihr Markt ist jedoch grösstenteils unstrukturiert. Um negativen umweltrelevanten Auswirkungen vorzubeugen, ist es wichtig, dass adäquate Strategien und Programme erlassen werden, um die korrekte Entsorgung von Biokunststoffen wie u. a. BAW in entsprechenden Anlagen zu vereinfachen (Bhagwat et al., 2020) und ihren Eintrag in die Umwelt zu minimieren (Der Bundesrat, 2022).

Die EU, welche für rund 19 % der weltweiten Kunststoffproduktion und 12 % des Kunststoffverbrauchs verantwortlich ist, spielt eine wichtige Rolle in der globalen Wertschöpfungskette von Kunststoffen (Hsu et al., 2021). Ebenfalls hat sie eine führende Rolle bei der politischen Gestaltung der Kunststoff-Thematik und hat mit der Strategie für Kunststoffe von 2018 (vgl. 3.4.3.2) eine Grundlage für die Herangehensweise an die Thematik geschaffen, welche die globale Kunststoffpolitik der Zukunft mitdefinieren kann (Palm et al., 2022).

Ziel dieses Kapitels ist es, eine Übersicht zu geben über die gesetzlichen Rahmenbedingungen im Themenbereich BAW in der Schweiz und den umliegenden Ländern sowie den Stand der Schweizer Gesetzeslage im Vergleich zur EU einzuordnen. Dazu wurden geltende Normen, Label und Regulationen beschrieben (3.4), verglichen und eingeordnet, sowie Vorschläge für mögliche weiterführende Massnahmen erarbeitet (3.5). Wie in den restlichen Kapiteln, wird auch hier der Fokus auf Boden als prioritäre Senke von Kunststoffen in der Schweiz gelegt.

3.3 Methode

Die grundlegende Recherche wurde mit Web of Science durchgeführt. Suchbegriffe waren «Biokunststoffe», «biologisch abbaubare Kunststoffe» oder «kompostierbare Kunststoffe», kombiniert mit «Regulationen», «Gesetze» oder «Richtlinien». Weitere Informationen wurden von den offiziellen Webseiten der jeweiligen Regierungen oder Umwelddepartemente bezogen. Aktuelle Nachrichtenartikel wurden verwendet, um ein Bild über die aktuellen und relevanten Gesetze zu erhalten.

Im Rahmen einer weiterführenden Recherche wurden die identifizierten Gesetzestexte, Verordnungen, Richtlinien und Normen direkt konsultiert. EU- Gesetzestexte, -Verordnungen und -Richtlinien wurden mittels der Suchbegriffe «abbaubar», «kompostierbar», «Kunststoff», «Plastik» und «Polymer» resp. ihrer anderssprachigen Äquivalente auf relevante Inhalte durchsucht. Französische und italienische Texte wurden teilweise mit DeepL übersetzt. Wo nicht anders gekennzeichnet, wurden die Schweizer Rechtsvorlagen von der offiziellen Webseite des Bundes (Bundeskanzlei, 2025), die Normen von SNV-Connect (SNV, 2025b) und die Europäischen Rechtsvorlagen von der offiziellen Webseite EUR-Lex (Europäische Union, 2025b) heruntergeladen.

3.4 Ergebnisse

Die Ergebnisse umfassen eine Aufstellung und Beschreibung der geltenden Normen, Label und Regulationen, die die Herstellung, Verwendung und Entsorgung von BAW betreffen oder beeinflussen.

3.4.1 Normen

Die Normung von Produkten, Prozessen und Dienstleistungen dient dazu, klare und einheitliche Kriterien und Qualitätsanforderungen in den Markt einzuführen. In der Regel ist die Einhaltung dieser Normen freiwillig. Die wichtigsten Normungsorganisationen sind die Internationale Organisation für Normung (ISO), das Europäische Komitee für Normung (CEN) und die American Society for Testing and Materials (ASTM). Zusätzlich gibt es nationale Normungsorganisationen, wie z. B. die Association française de normalisation (AFNOR), das Deutsche Institut für Normung (DIN) sowie die Schweizerische Normen-Vereinigung (SNV). Nationale Organisationen übernehmen oftmals die Vorgaben der internationalen Komitees (European Bioplastics, 2023a). Harmonisierte Normen gelten in der EU länderübergreifend und werden von der Europäischen Kommission in Auftrag gegeben unter Berücksichtigung der EU-Rechtsvorschriften (Europäische Union, 2023). Um technischen Handelshemmnissen vorzubeugen, werden harmonisierte EU-Normen in der Regel unverändert in das Schweizer Regelwerk übernommen (SNV, 2025a).

Unabhängige Zertifizierungsstellen überprüfen die Konformität von Produkten, Prozessen und Leistungen mit den in Normen definierten Anforderungen (European Bioplastics, 2023a).

Es gibt mehrere Normen, welche Anforderungen und Prüfverfahren festlegen, die Kunststoffe erfüllen müssen, um als industriell kompostierbar (3.4.1.1), im Heim- und Gartenkompost abbaubar (3.4.1.3) oder im Boden abbaubar (3.4.1.4) deklariert zu werden. Die Wahl von Norm und damit Prüf- und Testverfahren für BAW geschieht aufgrund von: Art des Produkts, Einsatzbereich, angestrebtem Entsorgungsweg, relevanten Eintragspfaden in die Umwelt und Messumgebung des Prüflabors. Für die Recherche wurden Schweizer, europäische und internationale Normen berücksichtigt (Übersicht: Tabelle 3). Landesspezifische Normen ausserhalb der Schweiz und der EU wurden nicht berücksichtigt.

Tabelle 3: Übersicht von in der Schweiz und der EU geltenden Normen zur Überprüfung und Bewertung der industriellen Kompostierbarkeit, Abbaubarkeit in Heim- und Gartenkompost und Abbaubarkeit in Boden von Kunststoffen in verschiedenen Anwendungsbereichen

Norm	Anwendungsbereich I	Anwendungsbereich II
<i>Industrielle Kompostierung</i>		
SN EN 13432:2000	Verpackung	Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau – Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen
SN EN 14995:2007	Kunststoffe	Bewertung der Kompostierbarkeit – Prüfschema und Spezifikationen
ISO 18606:2013	Kunststoffe Organisches Recycling	Anforderungen an kompostierbare Kunststoffe
ISO 17088:2021	Kunststoffe Organisches Recycling	Anforderungen an kompostierbare Kunststoffe
<i>Abbaubarkeit in Heim- und Gartenkompostierung</i>		
SN EN 17427:2022	Verpackung (Heimkompostierbare Tragtaschen)	Anforderungen an und Prüfmethode für heimkompostierbare Tragetaschen in einer kontrollierten Heimkompostieranlage
NF T 51-800:2015	Kunststoffe	Anforderungen für Kunststoffe, die für die Kompostierung im Haushalt geeignet sind
<i>Abbaubarkeit im Boden</i>		
SN EN 17033:2018	Kunststoffe (Mulchfolien)	Biologisch abbaubare Mulchfolien für den Einsatz in Landwirtschaft und Gartenbau – Anforderungen und Prüfverfahren
ISO 23517:2021	Kunststoffe (Materialien für Mulchfolien)	In Boden biologisch abbaubare Materialien für Mulchfolien für den Einsatz in Landwirtschaft und Gartenbau – Anforderungen und Prüfverfahren hinsichtlich biologischem Abbau, Ökotoxizität und Kontrolle der Bestandteile

Die Normen, welche Anforderungen und Prüfverfahren für BAW festlegen – im weiteren Verlauf des Kapitels «übergeordnete Normen» genannt – verweisen teilweise auf Normen, in denen das jeweilige Testverfahren beschrieben ist. So wird z. B. in den übergeordneten Normen festgelegt, welche Norm verwendet werden soll, um die biologische Abbaubarkeit zu überprüfen. Die referenzierten Abbaunormen werden in Abschnitt 3.4.1.5 aufgeführt und grundlegend, im Anhang A5 ausführlicher beschrieben. Begriffe im Bereich BAW, die für die Normung verwendet werden, werden in Abschnitt 3.4.1.6 aufgeführt.

Die übergeordneten Normen berücksichtigen jeweils die Zusammensetzung (Charakterisierung), die biologische Abbaubarkeit, sowie die Kompostqualität resp. die Ökotoxizität des Komposts nach Abbau der Materialien. Bei kompostierbaren Materialien wird zusätzlich die Desintegration (physische Zersetzung) geprüft (Abbildung 5). Die europäischen und Schweizer Normen beinhalten zudem Vorgaben zur korrekten Kennzeichnung der Produkte und Materialien.

Chemisch unveränderte Materialien und Bestandteile müssen nicht auf ihre biologische Abbaubarkeit getestet werden, da ihre Abbaubarkeit als gegeben angesehen wird. Sie müssen aber charakterisiert werden und die Kriterien der Desintegration und der Kompostqualität erfüllen (SN EN 13432, ISO 18606, SN EN 17427).

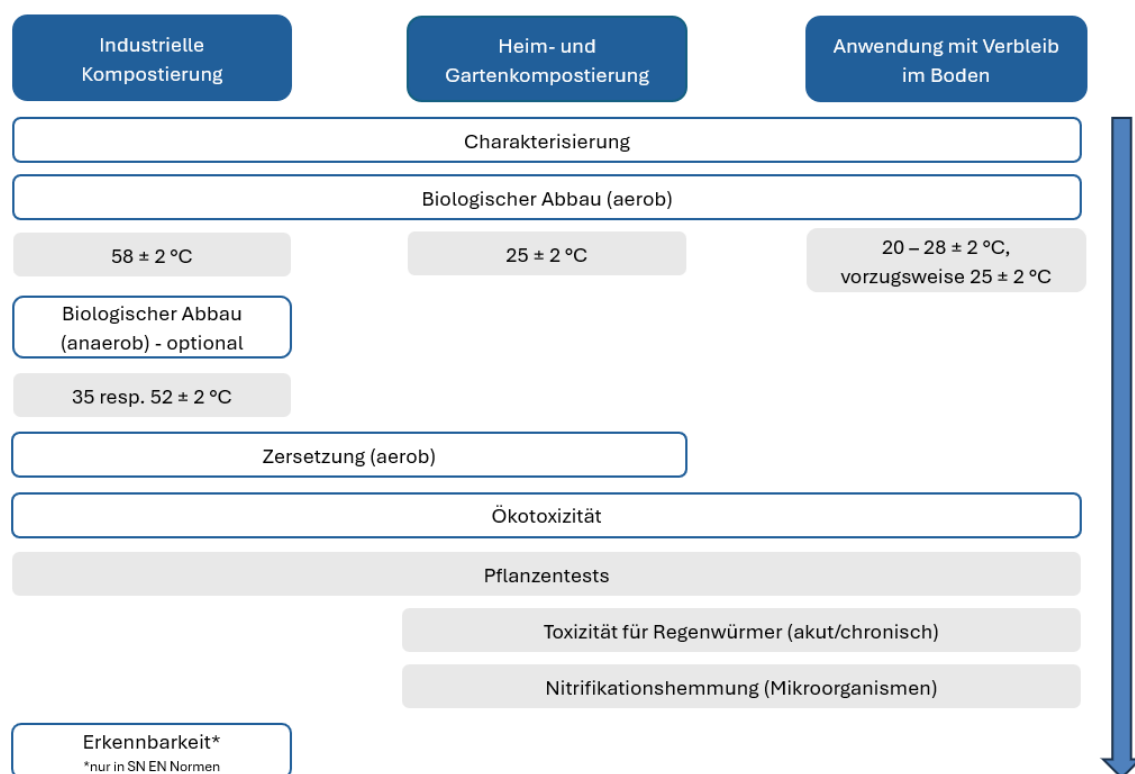


Abbildung 5: Schema und Vergleich der Prüfungen, die im Rahmen der europäischen und internationalen Normen in den Bereichen industrielle Kompostierung, Heim- und Gartenkompostierung und Anwendung mit Verbleib im Boden von Kunststoffen und Kunststoffverpackungen durchgeführt werden müssen; blau hinterlegt: Anwendungsbereich der Norm; blau gerahmt: Prüfung; grau hinterlegt: ausgewählte Prüfparameter resp. Tests, die im Rahmen der Prüfungen angewandt werden.

Grenzwerte für Schwermetalle und toxische Stoffe, die im Rahmen der beschriebenen Normen für BAW gelten, sind in Tabelle 4 aufgeführt.

Tabelle 4: In der Schweiz und EU geltende Grenzwerte von gefährlichen Stoffen, die in Kunststoffen gemäss SN EN 13432:2000 und SN EN 14995:2007 (industrielle Kompostierung), SN EN 17427: 2022 (Heim- und Gartenkompost) und SN EN 17033:2018 und ISO 23517: 2021 (Boden) nicht überschritten werden dürfen (TS = Trockensubstanz).

Element	Industrielle Kompostierung	Heim- und Gartenkompost	Boden
	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]
Zn	150	150	150
Cu	50	50	50
Ni	25	25	25
Cd	0.5	0.5	0.5
Pb	50	50	50
Hg	0.5	0.5	0.5
Cr	50	50	50
Mo	1	–	–
Se	0.75	–	–
As	5	–	–

Element	Industrielle Kompostierung	Heim- und Gartenkompost	Boden
	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]	[mg/kg TS]
F	100	–	(100) ¹

3.4.1.1 Industrielle Kompostierung

Die folgenden Normen legen Anforderungen an die Kompostierbarkeit resp. die biologische Verwertung von Verpackungen und kompostierbaren Kunststoffen fest. SN EN 13432 und SN EN 14995 sind harmonisierte europäische Normen, die von der SNV übernommen wurden und in der Schweiz anerkannt sind (SNV, 2000). ISO 18606 und ISO 17088 sind internationale Normen, die nicht in die europäischen und Schweizer Regelwerke übernommen wurden.

SN EN 13432:2000

Verpackung – Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau – Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen

Mit der SN EN 13432 werden Verpackungen auf ihre Kompostierbarkeit getestet. Folgende Kriterien werden getestet (SNV, 2000):

- **Charakterisierung:** Alle Komponenten des Verpackungsmaterials müssen bekannt sein. Bestimmt werden organischer Kohlenstoff, Trockensubstanz und Glühverlust. Die Verpackung und deren Komponenten müssen einen Glühverlustanteil von mindestens 50 % aufweisen, um vorwiegend inertes Material auszuschliessen. Schwermetalle und andere toxische Stoffe dürfen definierte Grenzwerte nicht überschreiten (Tabelle 4).
- **Biologischer Abbau:** Die aerobe biologische Abbaubarkeit wird für jedes Verpackungsmaterial oder für jeden organischen Bestandteil, dessen Anteil am Material mehr als 1 % beträgt, in Laborversuchen bestimmt. Organische Bestandteile, welche nicht bestimmt werden, dürfen gesamthaft nicht mehr als 5 % ausmachen. Die Prüfdauer beträgt maximal 6 Monate, das Testmaterial muss am Ende des Abbaus einen Abbaugrad von mindestens 90 % oder von 90 % des maximalen Abbaus einer Referenzsubstanz vorweisen². Falls erforderlich, kann zusätzlich die anaerobe Abbaubarkeit getestet werden. Der anaerobe Abbaugrad muss innerhalb von maximal 2 Monaten mindestens 50 % des theoretischen Wertes des Prüfmateri als erreichen. Dieser relativ niedrige Abbaugrad wurde gewählt, da der anaeroben Vergärung üblicherweise eine aerobe Stabilisierungsphase (Kompostierung) folgt. Der aerobe Abbau wird, wenn möglich, gemäss SN EN ISO 14855 getestet, der anaerobe Abbau gemäss SN EN ISO 15985 (Übersicht in Tabelle 5, Beschreibung in Anhang A5).
- **Desintegration:** Die Zersetzung des Materials wird in einer kontrollierten Technikumsanlage geprüft und in der für die Verwendung geplanten Form zugegeben. Das Prüfmateri al genügt den Anforderungen, wenn nach 12 Wochen in der >2 mm-Siebfraktion maximal 10 % des ursprünglichen Trockengewichts verbleiben. Falls die Kombination aus anaerober und aerober Behandlung geprüft werden soll, beträgt die Testdauer maximal 5 Wochen bis zur Siebung.
- **Kompostqualität/Ökotoxizität:** Es wird getestet, ob der Zusatz der Verpackungsmaterialien negative Auswirkungen auf die Qualität des Komposts hat. Es werden physikalisch-chemische Parameter und ökotoxikologische Effekte mittels Pflanzentests überprüft. Keimungsraten und pflanzliche Biomasse von zwei höheren Pflanzenarten, welche auf dem Kompost mit Prüfsubstanz gewachsen sind, müssen >90 % der gleichen Pflanzen auf einem Blindwertkompost sein. Der Test erfolgt nach der OECD-Richtlinie 208

¹ Grenzwert gemäss ISO 23517: 2021, in der SN EN 17033:2018 wird kein Grenzwert für anorganisches Fluor aufgeführt.

² Das Referenzsubstrat wird zur Validierung des Abbautests eingesetzt und muss mind. einen Abbau von 70 % in Kompost resp. von 60 % in Boden erreichen. Bei einer Überprüfung der industriellen Kompostierbarkeit muss der Mindestabbau spätestens nach 45 Tagen erreicht werden (vgl. 3.4.1.5).

mit Modifikationen. Die Ökotoxizität wird im Labormassstab getestet, der Kompost stammt aus den Desintegrationsversuchen im Technikumsmassstab.

- **Erkennbarkeit:** Verpackungen oder ihre Bestandteile müssen so gekennzeichnet sein, dass sie vom Endverbraucher als kompostierbar oder biologisch abbaubar erkannt werden können.

SN EN 14995:2007

Kunststoffe – Bewertung der Kompostierbarkeit – Prüfschema und Spezifikationen

Die SN EN 14995 testet Kunststoffmaterialien auf ihre Kompostierbarkeit. Sie basiert auf der Norm SN EN 13432, das Testschema ist dasselbe. Der einzige Unterschied ist der weiterreichende Anwendungsbereich, da nicht nur Verpackungen sondern alle Kunststoffmaterialien, welche als organisch verwertbar betrachtet werden, miteinbezogen werden (SNV, 2007).

ISO 18606:2013

Verpackung und Umwelt – Biologische Verwertung (Orig. Packaging and the environment – Organic recycling)

Verpackungen und Verpackungsmaterialien werden mit der ISO 18606 auf folgende Kriterien getestet (ISO, 2013):

- **Charakterisierung:** Alle Komponenten des Verpackungsmaterials müssen bekannt sein. Bestimmt werden organischer Kohlenstoff, Trockensubstanz, Glühverlust sowie umweltschädliche Substanzen (z. B. Metalle). Erlaubte Konzentrationen sind länderspezifisch und richten sich nach den Grenzwerten, die im Land der Vermarktung oder Entsorgung gelten (Grenzwerte CH/EU: Tabelle 4). Die Verpackung und deren Komponenten müssen einen Glühverlustanteil von mindestens 50 % aufweisen.
- **Biologischer Abbau:** Die aerobe biologische Abbaubarkeit wird für jedes Verpackungsmaterial oder für jeden organischen Bestandteil, dessen Anteil am Material mehr als 1 % beträgt, in Laborversuchen bestimmt. Bestandteile, die zwischen 1 und 10 % des Materials ausmachen, sollen separat getestet werden. Organische Bestandteile, welche nicht bestimmt werden, dürfen gesamthaft nicht mehr als 5 % des Materials ausmachen. Die Prüfdauer beträgt maximal 6 Monate, das Testmaterial muss am Ende des Abbaus einen Abbaugrad von mindestens 90 % oder von 90 % des maximalen Abbaus einer Referenzsubstanz vorweisen³. Falls erforderlich, kann zusätzlich die anaerobe Abbaubarkeit getestet werden. Für den anaeroben Abbaugrad werden keine zusätzlichen Kriterien angegeben, da der anaeroben Vergärung üblicherweise eine aerobe Stabilisierungsphase (Kompostierung) folgt. Der aerobe Abbau wird, wenn möglich, gemäss SN EN ISO 14855 getestet, der anaerobe Abbau gemäss SN EN ISO 14853 oder SN EN ISO 15985 (Übersicht in Tabelle 5, Beschreibung in Anhang A5).
- **Desintegration:** Das Prüfmateriel genügt den Anforderungen, wenn nach 12 Wochen in einem kontrollierten Kompostierungstest in der >2 mm-Siebfraktion maximal 10 % des ursprünglichen Trockengewichts verbleiben. Der Test wird gemäss ISO 16929 (Pilotmassstab) oder ISO 20200 (Labormassstab) durchgeführt. Falls der Test in einer kontrollierten Technikumsanlage durchgeführt wird, sollen die Bedingungen denen in den Normen entsprechen.
- **Kompostqualität/Ökotoxizität:** Es wird getestet, ob der resultierende Kompost negative Auswirkungen auf das Pflanzenwachstum hat. Keimungsraten und pflanzliche Biomasse von mindestens zwei bestimmten Pflanzenarten, welche auf dem Kompost mit Prüfsubstanz gewachsen sind, müssen >90 % der gleichen Pflanzen auf einem Blindwertkompost sein.

³ Das Referenzsubstrat wird zur Validierung des Abbautests eingesetzt und muss mind. einen Abbau von 70 % in Kompost resp. von 60 % in Boden erreichen. Bei einer Überprüfung der industriellen Kompostierbarkeit muss der Mindestabbau spätestens nach 45 Tagen erreicht werden (vgl. 3.4.1.5).

Der Test erfolgt nach der OECD-Richtlinie 208 mit Modifikationen. Die Ökotoxizität wird im Labormassstab getestet, der Kompost stammt aus Desintegrationsversuchen gemäss ISO 16929 im Pilotmassstab.

- **Erkennbarkeit:** Verpackungen oder ihre Bestandteile müssen so gekennzeichnet sein, dass sie vom Endverbraucher als organisch rezyklierbar erkannt werden können.

ISO 17088:2021

Kunststoffe – organisches Recycling – Anforderungen an kompostierbare Kunststoffe (Orig. Plastics – Organic recycling – Specifications for compostable plastics)

Kunststoffe und Produkte aus Kunststoff werden mit der ISO 17088 auf folgende Kriterien getestet (ISO, 2021):

- **Charakterisierung:** Bestimmt werden Konzentrationen von regulierten Metallen und anderen Substanzen, von per- und polyfluorierten Verbindungen (PFCs) und weiteren gefährlichen Stoffen sowie der Glühverlust. Die Kunststoffe müssen einen Glühverlustanteil von mindestens 50 % aufweisen. Erlaubte Konzentrationen sind länderspezifisch und richten sich nach den Grenzwerten, die im Land der Vermarktung oder Entsorgung gelten (Grenzwerte CH/EU: Tabelle 4). Die Konzentrationen an regulierten Metallen und weiteren Elementen sollen < 50 % der erlaubten Konzentrationen von Klärschlamm, Dünger und Kompost im jeweiligen Land betragen.
- **Biologischer Abbau:** Die biologische Abbaubarkeit wird analog ISO 18606 in Laborversuchen getestet (Übersicht in Tabelle 5, Beschreibung in Anhang A5) mit einem Unterschied: Bestandteile, die zwischen 1 und 15 % des Materials ausmachen, sollen separat getestet werden.
- **Desintegration:** Die Zersetzung wird analog ISO 18606 getestet.
- **Kompostqualität/Ökotoxizität:** Zur Überprüfung der Kompostqualität werden analog ISO 18606 Pflanzentests durchgeführt nach OECD-Richtlinie 208 oder ISO 11269-2, beide mit den angegebenen Modifikationen. Zusätzlich wird die akute oder chronische Toxizität für Regenwürmer gemäss ISO 11268-1 oder ISO 11268-2 getestet und optional die Nitrifikationshemmung mit Boden-Mikroorganismen gemäss ISO 15685. Die Ökotoxizität wird im Labormassstab getestet, der Kompost stammt aus Desintegrationsversuchen gemäss ISO 16929 im Pilotmassstab.

3.4.1.2 Vergärung

Tests der anaeroben biologischen Abbaubarkeit (Vergärung) von BAW werden optional als Teil der Zertifizierung der industriellen Kompostierbarkeit durchgeführt (3.4.1.1). Der anaerobe biologische Abbau wird gemäss SN EN ISO 15985 oder SN EN ISO 14853 getestet (Übersicht in Tabelle 5, Beschreibung in Anhang A5). Es gibt bislang keine Norm, die die Eignung von BAW für eine anaerobe Vergärung ohne Kompostierung testet. Es gibt aktuell ebenfalls keine Norm, die die Vergärung in Kombination mit einer industriellen Kompostierung obligat mit einbezieht.

3.4.1.3 Heim- und Gartenkompostierung

Die Normen SN EN 17427 und NF T 51-800 legen Anforderungen an Verpackungen resp. Kunststoffe fest, die im eigenen Haushalt oder Garten kompostiert werden. SN EN 17427 ist spezifisch für heimkompostierbare Tragetaschen erstellt worden, NF T 51-800 erweitert das Anwendungsfeld auf Kunststoffe im Allgemeinen.

SN EN 17427:2022

Verpackung – Anforderungen an und Prüfmethoden für heimkompostierbare Tragetaschen in einer kontrollierten Heimkompostieranlage

Die Norm SN EN 17427 wurde erstellt, um eine Abgrenzung zur industriellen Kompostierung zu ermöglichen. Sie legt die Anforderungen fest, die Tragtaschen zu erfüllen haben, damit sie in gut geführte private Heimkompostierungsanlagen eingebracht werden dürfen. Das Prüfverfahren trifft keine Aussage über Wurmkompostierung oder Gemeinschaftskompostierung. Es basiert auf dem von TÜV Austria entwickelten Schema für das Label OK Compost HOME. Die Norm ist als Schweizer Norm anerkannt und testet folgende Kriterien (SNV, 2022):

- **Charakterisierung:** Alle Komponenten der Tragtaschen oder ihrer Bestandteile müssen bekannt sein. Bestimmt werden organischer Kohlenstoff, Trockensubstanz, Glühverlust sowie regulierte Metalle (Grenzwerte: Tabelle 4) und anorganisches Fluor. Es werden Konformitätserklärungen zur Nicht-Verwendung von per- und polyfluorierten Alkylverbindungen (PFAS), umweltgefährdenden Stoffen gemäss CEN/TR 13695-2 sowie besonders besorgniserregenden Stoffen verlangt. Die Verpackung und deren Komponenten müssen einen Glühverlustanteil von mindestens 50 % aufweisen.
- **Biologischer Abbau:** Die aerobe biologische Abbaubarkeit wird für jeden organischen Bestandteil, dessen Anteil an der Tragtasche mehr als 1 % beträgt in Laborversuchen bestimmt. Alternativ kann die biologische Abbaubarkeit für die Tragtasche und die organischen Bestandteile, die zwischen 1 und 15 % der Tragtasche ausmachen, bestimmt werden. Organische Bestandteile, welche nicht bestimmt werden, dürfen gesamthaft nicht mehr als 3 % des Materials ausmachen. Die Prüfdauer beträgt maximal 12 Monate, das Testmaterial muss am Ende des Abbaus einen Abbaugrad von mindestens 90 % oder von 90 % des maximalen Abbaus einer Referenzsubstanz vorweisen². Der aerobe Abbau wird, wenn möglich, gemäss SN EN ISO 14855 getestet (Übersicht in Tabelle 5, Beschreibung in Anhang A5). Im Unterschied zur industriellen Kompostierung wird der Test bei $25 \pm 5^\circ\text{C}$ durchgeführt.
- **Desintegration:** Die Zersetzung wird im Labormassstab gemäss EN 17428:2000 getestet. Die Tragtaschen werden in der Form zugesetzt, in der sie verwendet werden. Sie genügen den Anforderungen, wenn nach 6 Monaten in einer kontrollierten Garten- und Heimkompostierung in der >2 mm-Siebfraktion maximal 10 % der ursprünglichen Trockenmasse verbleiben. Es dürfen aus 300 mm Entfernung mit blossen Auge keine Bestandteile der Tragtasche mehr sichtbar sein im Kompost. Auch Partikel der < 2 mm-Fraktion dürfen optisch nicht unterscheidbar sein, z. B. aufgrund von Farbe, Struktur, Feuchtigkeit etc.
- **Kompostqualität/Ökotoxizität:** Zur Überprüfung der Kompostqualität werden Pflanzentests durchgeführt nach OECD-Richtlinie 208 oder ISO 11269-2, beide mit den angegebenen Modifikationen. Zusätzlich werden die akute oder chronische Toxizität für Regenwürmer nach ISO 11268-1 oder ISO 11268-2 getestet und die Nitrifikationshemmung mit Boden-Mikroorganismen nach ISO 15685. Die Ökotoxizität wird im Labormassstab getestet, der Kompost stammt aus Desintegrationsversuchen, die gemäss ISO 16929 während längstens 12 Wochen im Technikumsmassstab durchgeführt werden.
- **Kennzeichnung:** Tragetaschen, die den Kriterien der Norm entsprechen, dürfen gekennzeichnet werden. Wenn sie gekennzeichnet werden, müssen sie als «heimkompostierbar in einem kontrollierten System» mit Verweis auf die Norm (EN 17427:2022) gekennzeichnet werden.

NF T 51-800:2015

Kunststoffe – Anforderungen für Kunststoffe, die für die Kompostierung im Haushalt geeignet sind (Orig. Plastics – Specifications for plastics suitable for home composting)

Die französische Norm NF T 51-800 wurde von der AFNOR konzipiert. Sie basiert wie SN EN 17427 auf dem Zertifizierungsschema für das Label OK Compost HOME und besitzt dasselbe Prüfschema (European Bioplastics, 2023a).

3.4.1.4 Anwendung mit Verbleib im Boden

Die Normen SN EN 17033 und ISO 23517 legen Anforderungen und Prüfverfahren für Mulchfolien fest, die in Landwirtschaft und Gartenbau verwendet werden und daher im Boden abbaubar sein sollen. ISO 23517 ist nach eigener Aussage so gestaltet, dass sie auch zur Bewertung anderer im Boden biologisch abbaubarer Kunststoffprodukte verwendet werden kann, wie z. B. Bindfaden, Clips und Pflanztöpfe, wurde aber bislang nicht in die europäischen und Schweizer Regelwerke übernommen. SN EN 17033 ist spezifisch für Mulchfolien, die nach der Anwendung nicht entfernt werden.

SN EN 17033:2018

Kunststoffe – Biologisch abbaubare Mulchfolien für den Einsatz in Landwirtschaft und Gartenbau – Anforderungen und Prüfverfahren

In der europäischen Norm SN EN 17033 werden die Anforderungen festgelegt, die landwirtschaftliche Mulchfolien zu erfüllen haben, welche im Boden verbleiben. Die Norm ist als Schweizer Norm anerkannt und testet folgende Kriterien (SNV, 2018a):

- **Charakterisierung:** Alle Komponenten der Mulchfolien müssen bekannt sein. Bestimmt werden Konzentrationen von regulierten Metallen und anderen Stoffen (Grenzwerte: Tabelle 4) sowie der Glühverlust. Die Kunststoffe müssen einen Glühverlustanteil von mindestens 60 % aufweisen, damit vorwiegend inertes Material ausgeschlossen werden kann. Bei Verwendung von besonders besorgniserregenden Stoffen muss eine Selbsterklärung erstellt werden. Sie dürfen zudem einen Massenanteil von 0.1 % nicht übersteigen.
- **Biologischer Abbau:** Die aerobe biologische Abbaubarkeit wird für das gesamte Material oder für jeden organischen Bestandteil, dessen Anteil am Material mehr als 1 % beträgt, in Laborversuchen bestimmt. Organische Bestandteile, welche nicht bestimmt werden, dürfen gesamthaft nicht mehr als 5 % des Materials ausmachen. Die Prüfdauer beträgt maximal 24 Monate, das Testmaterial muss am Ende des Abbaus einen Abbaugrad von mindestens 90 % oder von 90 % des maximalen Abbaus einer Referenzsubstanz vorweisen². Der aerobe Abbau wird gemäss SN EN ISO 17556 getestet (Übersicht in Tabelle 5, Beschreibung in Anhang A5). Das Prüfmaterial wird ohne Vorbehandlung verwendet und in einer Prüfumgebung mit konstanten Temperaturen von idealerweise 25 ± 2 °C getestet.
- **Ökotoxizität:** Mit der Ökotoxizitätsprüfung werden potenzielle negative Auswirkungen auf den Boden und seine Lebewesen durch den Zerfall der Mulchfolie geprüft. Es werden dabei alle wesentlichen Organismengruppen, wichtige ökologische Prozesse und die massgeblichen Expositionspfade berücksichtigt. Dazu werden Pflanzentests durchgeführt nach OECD-Richtlinie 208 mit Modifikationen, Tests auf akute oder chronische Toxizität für Regenwürmer nach ISO 11268-1 oder ISO 11268-2 und ein Nitrifikationshemmungstest mit Mikroorganismen nach ISO 15685 mit Modifikationen. Die Ökotoxizität wird im grösseren Labormassstab getestet, der Boden stammt aus Laborversuchen mit zu mind. 50 % abgebauter Folie.
- **Kennzeichnung:** Verweisung auf die Norm, spezifische weitere Angaben zu Eigenschaften der Folie; auf der Folie (optional) und Verpackung oder Etikett.

ISO 23517:2021

Kunststoffe – In Boden biologisch abbaubare Materialien für Mulchfolien für den Einsatz in Landwirtschaft und Gartenbau – Anforderungen und Prüfverfahren hinsichtlich biologischem Abbau, Ökotoxizität und Kontrolle der Bestandteile

Die ISO 23517 erweitert das Anwendungsfeld der SN EN 17033 um Materialien, die für Mulchfolien verwendet werden können.

- **Charakterisierung:** Der Konzentrationen an regulierten Metallen und anderen Elementen sollen weniger als 50 % der Grenzwerte für Schlämme, Dünger und Kompost betragen. Dabei gelten jeweils die im entsprechenden Land geltenden Grenzwerte (Grenzwerte CH/EU: Tabelle 4). PFAS und andere gefährliche Substanzen dürfen nicht vorsätzlich zugegeben werden. Sie dürfen zudem einen Massenanteil von 0.1 % nicht übersteigen. Die Kunststoffe müssen einen Glühverlustanteil von mindestens 60 % aufweisen, damit vorwiegend inertes Material ausgeschlossen werden kann.
- **Biologischer Abbau:** Die aerobe biologische Abbaubarkeit wird für das gesamte Material oder für jeden organischen Bestandteil, dessen Anteil am Material mindestens 1 % beträgt, in Laborversuchen bestimmt. Organische Bestandteile, welche nicht bestimmt werden, dürfen gesamthaft nicht mehr als 3 % des Materials ausmachen. Organische Bestandteile, die 1–15 % des Materials ausmachen, müssen separat getestet werden. Die Prüfdauer beträgt maximal 24 Monate, das Testmaterial muss am Ende des Abbaus einen Abbaugrad von mindestens 90 % oder von 90 % des maximalen Abbaus einer Referenzsubstanz vorweisen². Der aerobe Abbau wird gemäss SN EN ISO 17556 getestet (Übersicht in Tabelle 5, Beschreibung in Anhang A5). Das Prüfmateriel wird ohne Vorbehandlung verwendet und in einer Prüfumgebung mit konstanten Temperaturen im Bereich 20–28 °C, idealerweise 25 ± 2 °C, getestet.
- **Ökotoxizität:** Mit der Ökotoxizitätsprüfung werden nachteilige Auswirkungen durch die Abbauprodukte auf terrestrische Organismen geprüft. Es werden dabei alle wesentlichen Organismengruppen, wichtige ökologische Prozesse und die massgeblichen Expositionspfade berücksichtigt. Dazu werden Pflanzentests durchgeführt nach OECD-Richtlinie 208 oder ISO 11269-2 mit Modifikationen, Tests auf akute oder chronische Toxizität für Regenwürmer nach ISO 11268-1 oder ISO 11268-2 und ein Nitrifikationshemmungstest mit Mikroorganismen nach ISO 15685 mit Modifikationen. Die Ökotoxizität wird im grösseren Labormassstab getestet, der Boden stammt aus Laborversuchen mit zu mindestens 50 % abgebauter Folie.

3.4.1.5 Tests auf biologische Abbaubarkeit

Tests auf biologische Abbaubarkeit sind Teil der oben aufgeführten übergeordneten Normen, in denen Anforderungen und bevorzugte Prüfverfahren für Kunststoffe und Verpackungen angegeben werden.

Die Versuchsbedingungen sind in allen Verfahren so ausgelegt, dass optimale Bedingungen für den biologischen Abbau gewährleistet werden. Gemessen wird jeweils der Kohlenstoff, der beim Abbau als CO₂ (aerob und anaerob) und CH₄ (anaerob) gebildet wird. Der Abbaugrad wird berechnet als Verhältnis des im gebildeten CO₂ und CH₄ enthaltenen Kohlenstoffs zum Kohlenstoffgehalt des zugegebenen Prüfmateriels (C-Bilanz). Die Verfahren berücksichtigen nicht den Teil des Kohlenstoffs, der in den Aufbau neuer mikrobieller Biomasse integriert wird (vgl. 4.3.2). Diesem Anteil des abgebauten Kohlenstoffs wird z. T. Rechnung getragen durch die Anforderungen an den maximalen Abbaugrad, der jeweils bei 90 % statt bei 100 % (absolut oder im Verhältnis zum Abbau einer Referenzsubstanz²) angelegt wird, um einen genügenden Abbau anzuzeigen (vgl. 3.4.1.1 bis 3.4.1.4). Die Verfahren sind Tabelle 5 aufgeführt und werden in Anhang A5 kurz beschrieben.

Tabelle 5: Übersicht von in der Schweiz und der EU geltenden Normen zur Überprüfung des biologischen Abbaus von Kunststoffen in Kompost, Boden und anaerober Vergärung mit ausgewählten Versuchsparametern

Norm	Medium	Temperatur	Dauer	pH
<i>Aerobe Bioabbaubarkeit</i>				
SN EN ISO 14855-1	Kompost	58 ± 2 °C	Maximal 6 Monate	7–9
SN EN ISO 14855-2	Kompost	58 ± 2 °C	45 Tage, maximal 6 Monate	7–9

Norm	Medium	Temperatur	Dauer	pH
SN EN ISO 17556	Boden	25 ± 2 °C ⁴⁴	6 Monate, maximal 2 Jahre	6-8
<i>Anaerobe Bioabbaubarkeit</i>				
SN EN ISO 15985	Faulschlamm (Feststoffe >20 %)	52 ± 2 °C	Bis Ende des Abbaus, mindestens 15 Tage	7.5–8.5
SN EN ISO 14853	Faulschlamm (Feststoffe 1–3 g/L)	35 ± 2 °C	Maximal 90 Tage	7 ± 0.2

3.4.1.6 Begriffe im Bereich BAW

CEN/TR 15351:2007

Kunststoffe – Leitfaden für Begriffe im Bereich abbaubarer und bioabbaubarer Polymere und Kunststoffteile

Durch diese Norm sollte eine einheitliche Terminologie geschaffen werden, die im Bereich von Polymeren, Kunststoffmaterialien und -gegenständen anwendbar ist, auch über Anwendungsbereiche hinaus (Medizinaltechnik, Pharmazeutik, Umweltwissenschaften etc.). Sie befasst sich v. a. mit Phasen und Mechanismen der Veränderung von Kunststoffen bis hin zur Mineralisierung, Bioassimilation und Biorecycling von makromolekularen Verbindungen und polymeren Produkten, d. h. polymeren Gegenständen.

SN EN 17615:2022

Kunststoffe – Umweltaspekte – Begriffe

In dieser Norm werden Begriffe im Bereich von Kunststoffen mit Bezug zu Umweltaspekten festgelegt, mit dem Ziel, ein gemeinsames Vokabular zu Verfügung zu stellen. Dies beinhaltet u. a. Begriffe der biologischen Abbaubarkeit, der Kreislaufwirtschaft inkl. organischem Recycling und von Kunststoffen in natürlichen Umgebungen. Sie enthält u. a. Erläuterungen der Begriffe Kompostierbarkeit, biologische Abbaubarkeit und bio-basiert, wie sie im Bereich der Normung verwendet werden. Von einer Verwendung der Begriffe Biopolymer und Biokunststoff wurde bewusst abgesehen, da sie nicht eindeutig belegt und für Normungszwecke daher nicht geeignet sind (vgl. Abschnitt 1.2).

Kompostierbarkeit: «Potential von Artikeln oder Werkstoffen, wie in den relevanten Normen und geltenden Regelungen definiert kompostiert zu werden.»

Biologische Abbaubarkeit: «Potential für einen Polymerwerkstoff, einen Bioabbauprozess zu durchlaufen. [...] Diese muss in Übereinstimmung mit einer geeigneten Norm nachgewiesen werden.»

Bio-basiert: «abgeleitet aus Biomasse»

3.4.2 Labels

Labels dienen der einfachen Kommunikation von Qualitätsmerkmalen von Produkten, Materialien und Dienstleistungen. Sie dienen Konsumierenden als Orientierungshilfe bei Kaufentscheiden und werden in der Marktwirtschaft eingesetzt, um das Kaufverhalten von Konsumierenden in eine bestimmte Richtung zu lenken (BAFU, 2021). Labels werden von Trägerschaften wie z. B. Firmen, Organisationen, Vereinen oder auch Staaten herausgegeben. Die Trägerschaften bauen Labels auf,

⁴⁴ Die Temperatur soll im Bereich von 20 bis 28 °C bis auf ± 2 °C konstant gehalten werden, vorzugsweise bei 25 ± 2 °C.

legen Kriterien fest und vergeben Lizenzen. Die Konformität von Produkten und Materialien mit einem Label wird durch Zertifizierungsstellen überprüft. (Labelinfo.ch, o. J.)

Im Folgenden wird ein Überblick gegeben über Labels, die in der Schweiz und der EU zur Zertifizierung von kompostierbaren und im Boden abbaubaren Kunststoffen verwendet werden. Zu jedem Label werden Herausgeber, Zertifizierungsstelle sowie die zugrundeliegenden Normen angegeben.

3.4.2.1 Industrielle Kompostierung

Auf Grundlage der Normen für industrielle Kompostierung basieren folgende Labels (Tabelle 6):

Tabelle 6: Verbreitete europäische Labels von industriell kompostierbaren Kunststoffen

Label	Herausgeber	Zertifizierungsstelle	Zugrundeliegende Norm	Logo	Quellen
OK Compost INDUSTRIAL	TÜV Austria	TÜV Austria	EN 13432		(TÜV Austria, 2022)
DIN-geprüft INDUSTRIELL KOMPOSTIERBAR	TÜV Rheinland	DIN CERTCO	EN 13432, ggf. in Verbindung mit weiteren Normen ⁵		(DIN CERTCO, 2021)
DIN-plus INDUSTRIELL KOMPOSTIERBAR	TÜV Rheinland	DIN CERTCO	EN 13432, ggf. in Verbindung mit weiteren Normen ⁶		(DIN CERTCO, 2022)
DIN-plus BIOABFALL-BEUTEL	TÜV Rheinland	DIN CERTCO	EN 13432, ggf. in Verbindung mit weiteren Normen ⁷		(DIN CERTCO, 2020)
DIN-geprüft ADDITIVE EN 13432	TÜV Rheinland	DIN CERTCO	EN 13432, ggf. in Verbindung mit weiteren Normen ⁸		(DIN CERTCO, 2023a)

⁵ Kennzeichnung von Produkten

⁶ Kennzeichnung von Werkstoffen und Halbzeugen

⁷ Verkürzte Rottezeit von 6 Wochen

⁸ Kennzeichnung für Hersteller von kompostierbaren Zusatzstoffen

Label	Herausgeber	Zertifizierungsstelle	Zugrundeliegende Norm	Logo	Quellen
Keimling, industrially compostable	European Bioplastics e.V.	DIN CERTCO & TÜV Austria, nationale Normungsorganisationen	EN 13432		(European Bioplastics, 2023a, 2023b)
COMPOSTABILE CIC	Consorzio Italiano Compostatori (CIC)	Zertifizierungsorgane, die nach EN 13432 zertifizieren	EN 13432		(CIC, 2022)

Visuelle Kennzeichnung als Branchenlösung

In der Schweiz hat sich die Branche im Rahmen des runden Tisches BAW geeinigt, industriell kompostierbare Kunststoffprodukte mit einem Gitterdruck zu kennzeichnen (Abbildung 6) (BAFU, 2017). Diese Produkte, vorwiegend Kompostbeutel, Tragtaschen oder Verpackungsmaterialien, sind auf die Norm EN 13432 getestet (Komitee Evaluation Bioplastics, 2016). Es bestehen Bestrebungen innerhalb der Branche, eine weitere klar identifizierbare Kennzeichnung für Produkte zu schaffen, die nicht mit Gitterdruck versehen werden können (BAFU, 2017).



Abbildung 6:
Grünabfallbeutel mit Gitterdruck.

3.4.2.2 Vergärung

Da bislang keine Normen (vgl. 3.4.1.2) und Zertifizierungsprogramme erarbeitet wurden zur Überprüfung der Vergärbarkeit von BAW, existieren noch keine entsprechenden Labels.

3.4.2.3 Heim- und Gartenkompostierung

Für Heim- und Gartenkompostierung bestehen folgende Labels (Tabelle 7):

Tabelle 7: Verbreitete europäische Labels für Kunststoffe, welche im Heim- und Gartenkompost abbaubar sind

Label	Herausgeber	Zertifizierungsstelle	Zugrundeliegende Norm	Logo	Quellen
OK Compost HOME	TÜV Austria	TÜV Austria	Keine, bildet Grundlage für EN 17427 und NF T 51-800		(TÜV Austria, o. J., 2021)
DIN-geprüft GARTEN-KOMPOSTIERBAR	TÜV Rheinland	DIN CERTCO	NF T 51-800		(DIN CERTCO, 2023b)

3.4.2.4 Anwendung mit Verbleib im Boden

Für die biologische Abbaubarkeit von BAW im Boden bestehen folgende Labels (Tabelle 8):

Tabelle 8: Verbreitete europäische Labels für Kunststoffe, welche im Boden abbaubar sind

Label	Herausgeber	Zertifizierungsstelle	Zugrundeliegende Norm	Logo	Quellen
OK biodegradable SOIL	TÜV Austria	TÜV Austria	EN 13432 / EN 14995, angepasst für Boden		(European Bioplastics, 2023a)
DIN-geprüft Bioabbaubar im Boden	TÜV Rheinland	DIN CERTCO	EN 17033		(DIN CERTCO, 2018)

3.4.3 Regulation von BAW in der Schweiz und ihren Nachbarländern

Der rechtliche Rahmen für Herstellung von und Umgang mit BAW wird in der Schweiz und der EU in Gesetzen und Verordnungen, in der EU zusätzlich mittels Richtlinien definiert. Im Folgenden werden die rechtlichen Grundlagen sowie relevante politische Vorstösse und Strategien aufgeführt, die sich auf BAW beziehen. Es werden jeweils der übergeordnete Zweck des rechtlichen Dokuments kurz beschrieben sowie die anwendbaren Artikel (Art.), Absätze (Abs.), Anhänge (Anh.), Ziffern (Ziff.) und Inhalte aufgeführt. Um einen schnellen Überblick zu ermöglichen, wurden Titel, resp. Kurztitel der rechtlichen Dokumente, Strategien und Branchenlösungen bei ihrer Einführung fett markiert sowie Schlüsselbegriffe unterstrichen.

Ein Grossteil der vorhandenen rechtlichen Grundlagen in der Schweiz und ihren Nachbarländern bezieht sich auf die Problematik von konventionellen, nicht abbaubaren Kunststoffen sowie auf die fehlende Kreislauffähigkeit und Rückgewinnung von Materialien. Die Substitution von konventionellem Kunststoff durch BAW inkl. Produktion, Nutzung und Entsorgung, ist oftmals eine Folge dieser Problematik. Zur Einordnung der Gesetzeslage in Bezug auf BAW werden daher für die Schweiz und die EU zusätzlich relevante Inhalte aufgeführt, die sich auf konventionellen Kunststoff beziehen.

3.4.3.1 Schweiz

Gesetze/Verordnungen

In der Schweizer Gesetzgebung gibt es wenige Vorschriften, welche BAW direkt adressieren. Es sind jedoch mehrere Gesetze und Verordnungen vorhanden, welche auf BAW und ihren Einsatz als Alternative zu konventionellen Kunststoffen angewendet werden können. Der rechtliche Rahmen der Schweiz wird durch Verfassung und Gesetzgebung vorgegeben, Verordnungen ergänzen und vervollständigen die Gesetze und legen fest, wie diese umgesetzt werden sollen (Das Schweizer Parlament, 2025).

Im Bundesgesetz über den Umweltschutz, kurz **Umweltschutzgesetz (USG, SR 814.01)** vom 7. Oktober 1983 werden Zuständigkeiten und Massnahmen festgelegt zum Schutz der natürlichen Umwelt vor «schädlichen oder lästigen» Einwirkungen und zur dauerhaften Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen. Durch die Anpassung des USG, die am 1. Januar 2025 in Kraft trat, wurden die

Voraussetzungen für die Stärkung der Kreislaufwirtschaft und eine effiziente Nutzung von Ressourcen zusätzlich verbessert (BAFU, 2024):

- Art. 1 Abs. 2: Vorsorgeprinzip: Einwirkungen auf die Umwelt, die schädlich oder lästig werden könnten, sollen frühzeitig begrenzt werden.
- Art. 2: Verursacherprinzip: der Verursacher von Massnahmen gemäss USG trägt die Kosten.
- Art. 10h: Reduktion der Umweltbelastung während des gesamten Lebenszyklus von Produkten, Schliessung von Materialkreisläufen
- Art. 27: Abnehmer von Stoffen müssen informiert werden über die umweltbezogenen Eigenschaften der Produkte und den vorschriftsgemässen Umgang mit ihnen, so dass Umwelt und Mensch nicht gefährdet werden.
- Art. 28: Umweltgerechter Umgang: Stoffe, ihre Folgeprodukte und Abfälle dürfen die Umwelt und den Menschen nicht gefährden.
- Art. 30: legt die Prinzipien der Abfallvermeidung und -reduktion fest und etabliert eine Abfallhierarchie:
 - Vermeidung und Verwertung von Abfällen soweit möglich
 - Umweltverträglichkeit von Abfällen
- Art. 30a: Vermeidung
 - Einwegprodukte können verboten werden, wenn der Nutzen die Umweltbelastung nicht rechtfertigt.
 - Stoffe, die bei der Entsorgung die Umwelt gefährden, können verboten werden.
- Art. 30b: Sammlung: Möglichkeit der Anordnung einer Rücknahmepflicht bei Abfällen, die zur Verwertung geeignet sind, ggf. mit Pfand
- Art. 30d:
 - Pflicht zur Wiederverwendung oder stofflichen Verwertung von Abfällen, «wenn dies technisch möglich und wirtschaftlich tragbar ist und die Umwelt weniger belastet als eine andere Entsorgung oder die Herstellung neuer Produkte»
 - Abfallverwertungshierarchie: stoffliche Verwertung → stofflich-energetische Verwertung → energetische Verwertung
- Art. 35i: Basierend auf der Umweltbelastung von Produkten und Verpackungen, kann der Bundesrat Anforderungen festlegen u. a. zu Verwertbarkeit, Vermeidung, schädlichen Einwirkungen, einheitlicher und verständlicher Kennzeichnung.

In der **Verordnung über Getränkeverpackungen (VGv, SR 814.621)** vom 5. Juli 2000 wird die Abgabe von Getränkeverpackungen im Inland und die Finanzierung ihrer Entsorgung geregelt:

- Art. 8: Möglichkeit, Mindestverwertungsquoten und Massnahmen bei verwertbaren Einwegverpackungsmaterialien mit Absatz > 100 t/Jahr festzulegen (Bsp. Verwertungsquote bei PET-Getränkeverpackungen: mind. 75 %).
- Art. 18: Mitteilungspflicht (Gewicht/Jahr) an das BAFU über Herstellung und Import verwertbarer Einwegverpackungen
- Art. 19: Kontrolle von Rücknahme und Verwertung

Die VGv wird zum Zeitpunkt dieser Studie revidiert. Aus der VGv soll eine gesamtheitliche **Verpackungsverordnung (VerpV)** werden, welche die durch Verpackungsmaterialien verursachte Umweltbelastung reduzieren soll. Die VerpV stellt unter anderem Anforderungen an die Herstellung

von Verpackungen (Rezyklierbarkeit, Rezyklateinsatz und Materialeinsatz) wie auch die Rücknahme von Verpackungen aus Kunststoff. Verpackungen aus BAW werden nicht explizit adressiert. Sie zählen zu den Verpackungen aus Kunststoff.

Die Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen, kurz **Abfallverordnung (VVEA, SR 814.600)** vom 4. Dezember 2015 regelt die Entsorgung von Abfällen. Ziel der VVEA ist es, die natürliche Umwelt vor schädlichen und lästigen Einwirkungen zu schützen und Abfälle nachhaltig zu verwerten:

- Art. 1b: Begrenzung der Umweltbelastung durch Abfälle
- Art. 11: Massnahmen zur Vermeidung von Abfällen
- Art. 34 Abs. 2: Verpackte biogene Abfälle dürfen in Kompostier- und Vergärungsanlagen verarbeitet werden, wenn:
 - die Verpackung biologisch abbaubar und für das Verfahren geeignet ist oder
 - die Verpackung vor oder während dem Verfahren möglichst vollständig entfernt wird.

Das **Modul «Biogene Abfälle» der Vollzugshilfe zur VVEA** (BAFU, 2018b) enthält eine Liste von Abfällen, welche als geeignet oder nicht geeignet für die Verwertung in Kompostier- und Vergärungsanlagen («Positivliste») eingestuft werden. Diese enthält u. a. Abfälle aus BAW. Die Liste wird bei Bedarf angepasst und dient v. a. dem einheitlichen Vollzug. Sie ist rechtlich nicht verbindlich.

In der Verordnung zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen, kurz **Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV, SR 814.81)** vom 18. Mai 2005 wird der Umgang mit besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen geregelt oder verboten:

- Anh. 2.6 Ziff. 2.2.1.10: Grenzwerte für Fremd- und Kunststoffe in Kompost und Gärgut
- Anh. 2.9: Grenzwerte für Cd, PAKs, Acrylamid, Weichmacheröle in Kunststoffen; Verbot von oxo-abbaubaren Kunststoffen⁹ (seit 1.10.2022)

Zum Zeitpunkt der vorliegenden Studie wird die ChemRRV revidiert (News Service Bund, 2024). Das Schweizer Recht soll dem internationalen Recht angeglichen werden, dazu werden auch Regelungen von Mikroplastik übernommen. Die Schweiz richtet sich diesbezüglich nach der EU.

Die Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngern, kurz **Düngerverordnung (DüV, SR 916.171)** vom 1. November 2023 regelt die Zulassung und Verwendung von Düngern in der Schweiz. In Art. 14 Abs. 2 und Anh. 2 DüV werden Anforderungen an Polymere festgelegt, die als Bestandteil von registrierungspflichtigen Düngern verwendet werden dürfen. Düngerklassifizierung und -anforderungen entsprechen denen, die in der Verordnung (EU) 2019/1009, Anh. II, Teil II beschrieben sind (3.4.3.2, EU). Ein polymerbeschichteter Dünger, welcher der EU-Verordnung nicht entspricht, ist in der Schweiz bewilligungspflichtig.

Branchenlösungen

Bei der Umsetzung der Schweizer Gesetzgebung wird häufig auf freiwillige Massnahmen gesetzt (OceanCare, 2022). Gemäss Art. 41a USG soll die Umsetzung des USG in Zusammenarbeit mit der Wirtschaft erfolgen. Wenn die freiwilligen Initiativen der Wirtschaft nicht genügen, fällt dem Bund die

⁹ Oxo-abbaubare Kunststoffe enthalten Zusatzstoffe, die zum chemischen Abbau oder zur Oxidation des Kunststoffs und damit zur Bildung von Mikropartikeln führen (ChemRRV, Anhang 2.9, Abs. 1.4).

Rolle zu, «Branchenvereinbarungen durch die Vorgabe mengenmässiger Ziele und entsprechender Fristen zu fördern», um die Einhaltung der Vorgaben des USG sicherzustellen.

Mit Bezug BAW wurden folgende Branchenlösungen und Initiativen erarbeitet und ergriffen:

- Als Ergebnis des **Runden Tisches BAW**, einer Interessensgemeinschaft, der betroffene Akteure aus den Sektoren Behörden, Verbände, Industrie und Detailhandel angehörten, wurden kompostierbare Grünabfallsäcke mit einem Gittermustersaufdruck versehen (BAFU, 2017). Die Kennzeichnung trägt dazu bei, biologisch abbaubaren Kunststoff bei der Verarbeitung in Grüngutanlagen leichter von konventionellem Kunststoff unterscheiden zu können.
- Das privatwirtschaftliche Kompetenzzentrum **Swiss Recycle** erarbeitet einheitliche Standards und Rahmenbedingungen in den Bereichen Separatsammlung, Recycling und Kreislaufwirtschaft in der Schweiz (Swiss Recycle, 2025a). Im Bereich BAW laufen folgende Aktivitäten:
 - Im Rahmen der **Fachgruppe BioKunststoffe** werden u. a. Branchenstandards für Tragtaschen aus BAW und Faktenblätter zur Kennzeichnung von BAW-Produkten sowie eine Berücksichtigung der Verpackungsverordnung (EU) 2025/40 bei der Schweizer Grüngutverwertung erarbeitet (P. Geisselhardt, persönliche Kommunikation, 17. März 2025)
 - Swiss Recycle stellt einheitliche und leicht verständliche Wertstoff-Piktogramme zu Verfügung, u. a. zur Kennzeichnung des korrekten Entsorgungswegs von Produkten und Verpackungen; bei Bedarf können fehlende Piktogramme beantragt werden (Swiss Recycle, 2025b).
- **Compostable by Design Platform (CbDP)**: Die internationale Plattform setzt sich für die Entwicklung i) eines harmonisierten Protokolls zur Bewertung von Kompostierbarkeit und Desintegration von BAW unter technischen Bedingungen, ii) von Designrichtlinien für kompostierbare Verpackungen und andere Produkte, iii) von Richtlinien für verbesserte Entsorgung, Sammlung und organisches Recycling, iv) für klare Kommunikation und Umsetzung und v) für Kennzeichnung und Produktinformation ein (CbDP, 2025). Der Schweizer Branchenverband Biomasse Suisse sowie einige Schweizer Firmen arbeiten aktiv in der Plattform mit.

Politische Strategien

2013 wurde der nationale **Aktionsplan für eine grüne Wirtschaft** vom Bundesrat verabschiedet mit dem Ziel, die natürlichen Ressourcen zu schonen, den Konsum umweltfreundlicher zu gestalten und die Kreislaufwirtschaft zu stärken. In der Berichterstattung des BAFU (2020b) zu den Massnahmen, die im Rahmen des Aktionsplans für eine grüne Wirtschaft im Zeitraum von 2016 bis 2019 ergriffen wurden, werden keine Massnahmen erwähnt, die BAW oder den Ersatz von Kunststoffen durch BAW direkt betreffen. Folgende Massnahmen könnten die Entwicklung von BAW jedoch beeinflussen:

- Schwerpunkt 2a: Verbesserung der methodischen Grundlagen für die ökologische Bewertung von Rohstoffen und Produkten
- Schwerpunkt 4a: Verpackungen wurden als eines der prioritären Handlungsfelder der Abfallvermeidung identifiziert.
- Schwerpunkt 6b: Engagement zur Stärkung der Umweltdimension bestehender Standards
- Schwerpunkt 7b: Engagement anlässlich UNEA-4 (UNEP), Resolution 1 zu nachhaltigen Konsum- und Produktionsmustern sowie Lancierung einer Green Industry Platform

In Erfüllung der Postulate Thorens Goumaz (18.3196), Munz (18.3496), Flach (19.3818) und CVP-Fraktion (19.4355) wurde 2022 im **Postulatsbericht Kunststoffe in der Umwelt** ein Überblick gegeben über den aktuellen Stand und die Problematik von Kunststoffen, ihre Auswirkungen auf Umwelt und menschliche Gesundheit sowie laufende und mögliche weitere Massnahmen (Der Bundesrat, 2022). Die in diesem Bericht erwähnten Massnahmen adressieren BAW in einigen Punkten. Der Ansatz entspricht in grossen Teilen denen der EU-Regulationen:

- Internalisierung der Umweltbelastung
- Effektive Reduktion der Umweltbelastung durch Berücksichtigung der Ökobilanz von Produkten und Verpackungen
- Priorisierung von Vermeidung und Wiederverwertung vor stofflicher Verwertung und damit Abbaubarkeit
- Erarbeitung einer Grundlage zur Kennzeichnung von biobasierten und biologisch abbaubaren Kunststoffen, um verwirrende Kennzeichnungen zu vermeiden
- Einheitliche Anforderungen an Verpackungen (ressourcenschonende Gestaltung)
- Ausbau der Erweiterten Herstellerverantwortung (EPR) im Bereich Entsorgung und Recycling
- Entwicklung einer guten Praxis im Umgang mit Kunststoffen, die über Bau-, Land- und Forstwirtschaft in die Umwelt gelangen, inkl. biologisch abbaubaren Mulchfolien, z. B.
 - Zulassung von BAW nur in Anwendungen, wo ihr Eintrag in die Umwelt nicht vermieden werden kann,
 - Zulassung von BAW nur, wenn ein klarer ökologischer Vorteil gegenüber konventionellem Kunststoff gegeben ist und ihr Abbau unter inländischen Bedingungen vollständig ist.

Im Postulatsbericht (Der Bundesrat, 2022) wird erwähnt, dass Alternativen zu konventionellen Kunststoffen wie biobasierte oder biologisch abbaubare Kunststoffe oft keine sinnvolle Lösung seien, da sie sich nicht oder nur unvollständig in der Umwelt abbauen. Die angedachten Massnahmen zielen daher eher auf eine gute Praxis in Bau-, Land- und Forstwirtschaft im Umgang mit Kunststoffmaterialien und -produkten, ihr Recycling und verständliche Kommunikation. Als Beispiel einer guten Praxis im Umgang wird angegeben, dass vermehrt dafür gesorgt werden soll, dass Kunststoffmaterialien aus diesen Anwendungen nicht in der Umwelt verbleiben.

3.4.3.2 EU und Nachbarländer

Die Rechtsvorschriften der EU haben unterschiedliche Rechtsbindung für ihre Mitgliedsstaaten: Verordnungen müssen in allen EU-Ländern vollumfänglich umgesetzt werden. Richtlinien legen von den EU-Ländern zu erreichende Ziele fest, die Ausarbeitung der Rechtsvorschriften geschieht durch die Länder selbst. Beschlüsse sind verbindlich für diejenigen, an die sie gerichtet sind. Empfehlungen und Stellungnahmen sind nicht verbindlich (Europäische Union, 2025a).

Im Folgenden wird die Rechtslage der EU mit Bezug zu BAW umfassend dargestellt, die Umsetzung in den einzelnen Ländern nur in den Fällen, in denen länderspezifische Rechtsvorschriften vorliegen.

Einzelne Begriffe, die in den Rechtsvorschriften der EU verwendet werden, weichen ab von denen im restlichen Text. So wird in der EU von Eigenkompostierung gesprochen, in der Schweiz jedoch von Garten- oder Heimkompostierung. Es wird jeweils der Begriff verwendet, der in den rechtlichen Dokumenten verwendet wurde.

Europäische Union (EU)

Die EU hat in den letzten Jahren eine umfassende Strategie entwickelt, um den Übergang zu einer nachhaltigeren und ressourceneffizienteren Wirtschaft zu fördern. Teil dieser Strategie ist auch der Umgang mit Kunststoffprodukten. Die Entwicklung lässt sich auf die folgenden Meilensteine herunterbrechen:

1994: Die erste systematische Regulierung von Verpackungsabfällen wurde mit der **Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle** eingeführt. Sie zielte darauf ab, Verpackungsabfälle zu reduzieren, das Recycling zu fördern und einheitliche Standards für die Mitgliedstaaten zu schaffen. In Anh. 2.3 der Richtlinie werden Anforderung an die Verwertbarkeit u. a. von biologisch abbaubaren Verpackungen gestellt: der Prozess der biologischen Verwertung darf nicht beeinträchtigt werden, der Abbau muss nahezu vollständig sein.

2008: Mit der **Richtlinie 2008/98/EG** über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien, kurz: **Abfallrahmenrichtlinie**, wurden u. a. die Präzisierung und Definition zentraler Rechtsbegriffe des Abfallrechts und eine fünfstufige Abfallhierarchie eingeführt.

- Einführung von Anforderungen bezüglich Abfallvermeidung, Separatsammlung und stofflicher Verwertung bestimmter Abfallarten sowie die Pflicht der Mitgliedstaaten, entsprechende Programme zu erstellen
- Art. 4: Festlegung der Prioritäten bei der Abfallbewirtschaftung (**Abfallhierarchie**): Vermeidung – Vorbereitung zur Wiederverwendung – Recycling – sonstige Verwertung – Beseitigung
- Art. 22, Abs. 1: Erlaubnis, zertifizierte kompostierbare und biologisch abbaubare Verpackungen mit dem Bioabfall zu sammeln

2015: Die Verpackungsrichtlinie 94/62/EG wurde um die **Richtlinie (EU) 2015/720 zu Bestimmungen zur Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen** ergänzt.

- Verbot der kostenlosen Abgabe von leichten Kunststofftragetaschen (Wandstärke 15-50 µm), alternativ Reduktionsziele zum jährlichen Verbrauch seit Ende 2018 (Ziel: Reduktion auf höchstens 40 Stück pro Einwohner im Jahr 2025)
- Untersuchung der Umweltauswirkungen von oxo-abbaubaren Kunststofftragetaschen
- Förderung von Transparenz und Akzeptanz durch spezifische Kennzeichnung von biologisch abbaubaren Kunststofftragetaschen

2015: Mit dem **EU-Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft** wurde ein umfassender strategischer Rahmen für die Kreislaufwirtschaft geschaffen. Er beinhaltet konkrete Massnahmen für den gesamten Lebenszyklus von Produkten – von der Gestaltung und Produktion bis zur Entsorgung und Wiederverwertung. Einer von fünf Themenschwerpunkten befasst sich mit Kunststoffen. Es wird u. a. auf die notwendige Klärung der Thematik Abbaubarkeit von Kunststoffen hingewiesen (Europäische Kommission, 2015).

2018: Als Teil des EU-Aktionsplans für die Kreislaufwirtschaft wurde die **EU-Strategie für Kunststoffe** verabschiedet. Es wurden Anreize geschaffen, um die Umgestaltung der Kunststoffwirtschaft zu fördern, mit dem Ziel, alle Kunststoffverpackungen bis 2030 wiederverwertbar oder rezyklierbar zu machen (Ellen MacArthur Foundation, 2020; Europäische Kommission, 2018; Swiss Recycle, 2021).

- Hinweis auf die Risiken, die mit biologisch abbaubaren Kunststoffen einher gehen können wie Abweichungen des biologischen Abbaus unter Standard- und Umweltbedingungen, die

Notwendigkeit klarer Kennzeichnung und eine entsprechende Abfallsammlung und -behandlung

- Schaffung eines klaren Rechtsrahmens für biologisch abbaubare Kunststoffe
 - Korrekte Information der Verbraucher: biologisch abbaubare Kunststoffe sollen nicht als Lösung des Vermüllungsproblems gesehen werden.
 - Ermittlung von Anwendungen mit klaren ökologischen Vorteilen (LCA) und von Kriterien, die ihre Anwendung regeln
 - Erarbeitung harmonisierter Vorschriften zur Bestimmung und Kennzeichnung kompostierbarer und biologisch abbaubarer Kunststoffe
 - Ausarbeitung von Massnahmen zur Einschränkung von oxo-abbaubaren Kunststoffen

2018: **Richtlinie (EU) 2018/851 zur Änderung der Richtlinie 2008/98/EG über Abfälle:** Überarbeitung der Abfallrahmenrichtlinie von 2008, Ergänzung weiterer Ziele der Kreislaufwirtschaft

- Förderung einer nachhaltigen und unabhängigen Bioökonomie durch Einbezug biobasierter, rezyklierbarer und kompostierbarer biologisch abbaubarer Produkte
- Die aerobe und anaerobe Behandlung von biologisch abbaubaren Abfällen wird als Recycling gewertet, wenn der Output (Kompost, Gärgut etc.) stofflich verwendet und nicht verbrannt wird.
- Förderung von aus Bioabfällen hergestellten Materialien

2018: Mit der **Richtlinie (EU) 2018/852 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG über Verpackungen und Verpackungsabfälle** wurden die Recyclingziele erhöht und spezifische Recyclingziele für verschiedene Materialien festgelegt, u. a. Kunststoff. Kunststoff soll bis 2025 zu 50 % w/w und bis 2030 zu 55 % w/w recycelt werden. Gemäss der EU-Strategie für Kunststoffe, wurden Bestimmungen zu biologisch abbaubaren Materialien ergänzt, um sicherzustellen, dass sie tatsächlich umweltfreundlich sind und zur Reduktion von Verpackungsabfällen beitragen:

- Art. 6a, Abs. 4: Die aerobe und anaerobe Behandlung von biologisch abbaubaren Verpackungen wird als Recycling gewertet, wenn der Output (Kompost, Gärgut etc.) stofflich verwendet und nicht verbrannt wird.
- Anh. II, Abs. 3: Biologisch abbaubare Verpackungen, die biologisch verwertet werden sollen, müssen separat sammelbar sein, den Prozess nicht beeinträchtigen und zum grossen Teil abgebaut werden.

2019: Der **Europäische Green Deal** umfasst eine Reihe von politischen Initiativen mit dem übergeordneten Ziel, Europa bis 2050 klimaneutral zu machen und das Wirtschaftswachstum vom Ressourcenverbrauch zu entkoppeln. Dazu sollen bestehende Gesetze überarbeitet, Lücken identifiziert und neue Rechtsvorschriften erarbeitet werden (European Commission, 2021).

2019: Die **Richtlinie (EU) 2019/904** über die Verringerung der Auswirkungen bestimmter Kunststoffprodukte auf die Umwelt, kurz **Einwegkunststoffrichtlinie**, konkretisiert die EU-Massnahmen gegen Plastikmüll, insbesondere durch Einschränkungen für bestimmte Einwegkunststoffe.

- 11. Erwägungsgrund: Erweiterung des Anwendungsbereichs u. a. um Erzeugnisse aus biologisch abbaubaren Kunststoffen, soweit sie modifiziert sind und in dieser Form nicht in der Natur vorkommen
- Art. 4: Verbrauchsminderungsziele für Einwegkunststoffprodukte, für die es noch keine leicht verfügbaren Alternativen gibt

- Art. 5: Verbot der Inverkehrbringung von Einwegkunststoffprodukten, für die es leicht verfügbare Alternativen gibt und die erheblich zur Meeresverschmutzung beitragen
- Art. 5: Verbot von oxo-abbaubaren Kunststoffen seit 2021
- Art. 7: Kennzeichnungsvorschriften zu Entsorgungsmöglichkeiten, Umweltauswirkungen des Kunststoffgehalts
- Art. 8: EPR für Einwegkunststoffe, die häufig in die Umwelt gelangen, im Sinne des Verursacherprinzips: Kostenübernahme für Sensibilisierungsmassnahmen, Sammelsysteme und Reinigungsaktionen
- Art. 9: Mengen-Vorgaben zur separaten Sammlung von Einwegkunststoffen
- Art. 10: Sensibilisierungsmassnahmen

2019: In der **Verordnung (EU) 2019/1009** mit Vorschriften für die Bereitstellung von EU-Düngeprodukten auf dem Markt, kurz **EU-Düngeprodukteverordnung**, werden der Anwendungsbereich um Dünger mit organischem Ursprung erweitert, Vorschriften harmonisiert, Umwelanforderungen verschärft und Anreize zur Verwendung von rezyklierten Materialien geschaffen.

- Art. 50: Überprüfung, ob Kriterien für die biologische Abbaubarkeit von Mulchfolien festgelegt werden können, mit dem Ziel, sie in die Komponentenmaterialkategorie (CMC) 9 aufzunehmen. Die Kriterien der biologischen Abbaubarkeit und der Ökotoxizität von Mulchfolien in der natürlichen Umgebung wurden in einer externen Studie überprüft und bewertet. Die Ergebnisse der Überprüfung sind in die delegierten Verordnungen (EU) 2024/2770 und (EU) 2024/2787 eingeflossen (s. u.).
- 60. Erwägungsgrund / Art. 42, Abs. 6 / Anh. II, Teil II: Regulierung von Polymeren, die in Düngemitteln enthalten sein dürfen: Nährstoffpolymere (CMC 8)¹⁰ und Sonstige Polymere mit Ausnahme von Nährstoff-Polymeren (CMC 9)¹⁰. Es werden Kriterien festgelegt, die gewährleisten sollen, dass die verwendeten Polymere unter natürlichen Bedingungen innerhalb von höchstens 48 Monaten nach Ende der Wirkungsdauer vollständig abgebaut sind, sich nicht in der Umwelt anreichern und keine negativen Auswirkungen auf Pflanzen und Lebewesen haben.
 - Definierte Polymere dürfen in Düngemitteln verwendet werden, wenn der Zweck der Polymerisation darin besteht, das Eindringen von Wasser in Nährstoffpartikel und die Freisetzung von Nährstoffen zu kontrollieren, das Wasserrückhaltevermögen oder die Benetzbarkeit des Düngemittels zu verbessern oder Material in Kultursubstrate einzubinden.
 - Die Polymere müssen konkrete Kriterien der biologischen Abbaubarkeit und Ökotoxizität in natürlichen Böden und Gewässern der EU erfüllen. Für Produkte der CMC 8 wird gefordert, dass sie vollständig abgebaut werden, für Produkte der CMC 9, dass sie ab Juli 2026 den in der delegierten Verordnung (EU) 2024/2770 definierten Kriterien zur biologischen Abbaubarkeit entsprechen (s. u.). Zusätzlich müssen sie je einen akuten Pflanzen- und Regenwurmtoxizitätstest sowie eine Prüfung der Nitrifikationshemmung mit Bodenmikroorganismen bestehen.
- Anh. III, Teil I: Einer Anreicherung von Kunststoffen in der Umwelt soll zusätzlich vorgebeugt werden durch Kennzeichnungsanforderungen für Produkte, die Polymere enthalten, wie z. B. klare Angaben zur Wirkungsdauer und dem daraus abgeleiteten Zeitraum, der zwischen 2 Anwendungen liegen sollte.

¹⁰ CMC: Komponentenmaterialkategorie (component material category) der EU-Düngeprodukteverordnung

2020: Als Schlüsselbestandteil des Green Deal der EU enthielt der **Neue EU-Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft** ambitioniertere Ziele, darunter die Einführung von Mindestanforderungen für umweltfreundliches Produktdesign und eine Strategie für nachhaltige Kunststoffe. Besondere Konzentration lag auf Mikroplastik und biobasierten und biologisch abbaubaren Kunststoffe (Europäische Kommission, 2020).

2021: Der **EU-Aktionsplan: Schadstofffreiheit von Luft, Wasser und Boden** ist ein Ergebnis des Green Deals der EU und hat zum Ziel, die Umweltverschmutzung bis 2050 auf ein Niveau zu reduzieren, das für die menschliche Gesundheit und die natürlichen Ökosysteme unschädlich ist. Dazu sollen relevante EU-Rechtsvorschriften überprüft, Lücken identifiziert und Vorschriften angepasst werden. Es sind Massnahmen vorgesehen, die bis 2030 u. a. den Eintrag von Mikroplastik in die Umwelt signifikant reduzieren sollen.

2022: Eine **Mitteilung über einen politischen Rahmen für biobasierte, biologisch abbaubare und kompostierbare Kunststoffe** wurde verfasst, um das Verständnis für diese Materialien zu verbessern, Anhaltspunkte für Strategien, Einkaufs- und Investitionsentscheidungen zu geben und einer Fragmentierung des Marktes vorzubeugen (Europäische Kommission, 2022; European Commission, o. J.-a).

- Vorschlag zur Regulierung der Begriffe biobasiert, biologisch abbaubar und kompostierbar
- Vorschlag eines Verbots von nicht eindeutig belegten Umweltaussagen über Kunststoffe
- Einschätzung, unter welchen Bedingungen und bei welchen Anwendungen ökologische Vorteile gegeben sind

In der Stellungnahme zu dem oben erwähnten politischen Rahmen empfahl die Fachgruppe Landwirtschaft, ländliche Entwicklung, Umwelt der Europäischen Kommission u. a. (Europäische Kommission, 2023):

- Bevorzugt die Entwicklung biobasierter biologisch abbaubarer Kunststoffe zu fördern und sich damit von den asiatischen Herstellern abzuheben,
- Die Vorteile biobasierter, biologisch abbaubarer und kompostierbarer Kunststoffe gegenüber fossilbasierten Kunststoffen in einer vergleichenden Analyse klar hervorzuheben.

2022: Mit dem **Safe and sustainable by design (SSbD) framework**, wurde ein Rahmen geschaffen für die sichere und nachhaltige Gestaltung von Materialien und Chemikalien. Es ist ein freiwilliger Ansatz zur Steuerung der Innovationsprozesse, um die Produktion und Verwendung bedenklicher Stoffe zu ersetzen oder zu minimieren und ihre Auswirkung auf Gesundheit, Klima und Umwelt zu minimieren (European Commission, o. J.-b). Die Weiterentwicklung dieses Rahmens soll in Zusammenarbeit von EU-Ländern, Industrie, Forschungs- und Technologieorganisationen (RTOs) und Hochschulen geschehen.

2023: In der **Verordnung (EU) 2023/2055** zur Änderung von Anh. XVII der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) hinsichtlich synthetischer Polymermikropartikel, kurz **Mikroplastikverordnung**, wird das Inverkehrbringen von Polymermikropartikeln stark reglementiert.

- Verbot von Polymermikropartikeln in bestimmten Produkten, wie Kosmetika, Reinigungsmitteln und Düngemitteln
- Polymere, die nachweislich abbaubar oder wasserlöslich sind, sind vom Verbot ausgenommen.
- Vorgaben für den Nachweis der biologischen Abbaubarkeit und der Wasserlöslichkeit.

Zur Erfüllung der Anforderungen der Mikroplastikverordnung sind folgende Anpassungen im Bereich europäischer Normen geplant (European Commission, o. J.-a):

- Überarbeitung der EN 17033:2018 zu biologisch abbaubaren Mulchfolien in Landwirtschaft und Gartenbau zur Reduktion des Eintrags von im Boden abbaubaren Kunststoffpartikeln in Gewässer
- Revision der Norm zur industriellen Kompostierbarkeit von Verpackungen, um die Anforderungen den aktuellen Bedingungen auf Grüngutanlagen in der EU anzupassen und das gesamte Produkt inkl. der Additive zu berücksichtigen
- Entwicklung neuer Normen (Prüfverfahren) für Anwendungen, bei denen die Verwendung abbaubarer Kunststoffe als geeignet angesehen wird, wie z. B. Produkte für den Baumschutz, Pflanzenbefestigungsclips oder Rasentrimmerfäden

2024: In der **delegierten Verordnung (EU) 2024/2770 zur Änderung der Verordnung (EU) 2019/1009 in Bezug auf Kriterien der biologischen Abbaubarkeit für Überzugmittel und Wasserrückhaltepolymere** wurden Kriterien der biologischen Abbaubarkeit für Polymere der CMC 9 festgelegt und in die EU-Düngeprodukteverordnung (EU) 2019/1009 aufgenommen:

- Ab Oktober 2028 müssen Polymere der CMC 9 entweder durch Polymerisationsprozesse in der Natur entstanden und chemisch unverändert sein oder folgenden Kriterien der biologischen Abbaubarkeit entsprechen:
 - Biologische Abbaubarkeit in Boden innerhalb von 48 Monaten nach Ablauf der auf dem Etikett angegebenen Wirkungsdauer zu mindestens 90 % im Verhältnis zum Abbau der Referenzsubstanz² gemäss EN 17556 oder ASTM D5988; es wird zusätzlich ein Verfahren beschrieben, das unter bestimmten Bedingungen alternativ angewendet werden kann, um die Überprüfung auf eine Dauer von 20 Monaten zu begrenzen.
 - Biologische Abbaubarkeit in Süss-/Flussmündungs- oder Meerwasser innerhalb von 12 Monaten gemäss EN 14851, EN 14852 oder ASTM D6691; abhängig von der Wirkungsdauer des Polymers müssen innerhalb von 12 Monaten zwischen 25 % und 43.8 % Abbau im Verhältnis zum Abbau der Referenzsubstanz² nachgewiesen werden.
- Es wurden Anpassungen vorgenommen bzgl. Anwendung und Entsorgung von Produkten, die Polymere der CMC 9 enthalten, wie z. B. die Verringerung des Eintrags in Gewässer durch Einhalten von Pufferzonen.

2024: Im Rahmen der **delegierten Verordnung (EU) 2024/2787 zur Änderung der Verordnung (EU) 2019/1009 hinsichtlich der Aufnahme von Mulchfolien in die Komponentenmaterialkategorie 9** wurden Mulchfolien in die CMC 9 der EU-Düngeprodukteverordnung aufgenommen. Als Folge der CMC 9-Klassifizierung dürfen nur noch biologisch abbaubare Mulchfolien in Verkehr gebracht werden.

2025: Die **Verordnung (EU) 2025/40** über Verpackungen und Verpackungsabfälle, kurz **Verpackungsverordnung PPWR** (Packaging and Packaging Waste Regulation), ersetzt die Verpackungsrichtlinie 94/62/EG von 1994, ist Teil des Green Deals der EU und enthält Massnahmen und detaillierte Zielvorgaben zur Reduktion von Verpackungsabfällen sowie Anforderungen an verwendete Stoffe. Nationale Vorschriften werden durch diese Verordnung EU-weit harmonisiert, u. a., um die Handelsfreiheit innerhalb der EU zu gewährleisten.

- Art. 3, Abs. 50, 51, 53: Definition der Begriffe kompostierbar, eigenkompostierbar und biobasiert

- Art. 7: Festlegung von Mindest-Rezyklatanteilen für Kunststoffverpackungen
 - Abs. 4e: kompostierbare Kunststoffverpackungen müssen keinen Mindest-Rezyklatanteil enthalten
- Art. 9: Detaillierte Vorgaben für kompostierbare Verpackungen, u. a.
 - Abs. 1: Beutel und Einzelportionseinheiten für Kaffee, Tee und andere Getränke, die mit dem Inhalt entsorgt werden, sowie Aufkleber an Obst und Gemüse müssen ab 2028 kompostierbar sein.
 - Abs. 2: Möglichkeit der Mitgliedstaaten, Vorgaben zu erlassen, dass bestimmte Verpackungen kompostierbar sein müssen, sofern es durch ein geeignetes Abfallmanagementsystem sichergestellt ist, dass sie in dem Abfallstrom von Bioabfällen landen.
 - Abs. 3: Andere Verpackungen als die in Absatz 1 und 2 erwähnten, müssen ab 2028 für das stoffliche Recycling gestaltet werden, auch wenn sie aus biologisch abbaubarem Material sind.
 - Abs. 6: Bis 2026 Erarbeitung von detaillierten Normen für kompostierbare Verpackungen: Überarbeitung der Norm EN 13432, Einbezug von Heimkompostierung und anaerober Vergärung unter Berücksichtigung der effektiven Prozessbedingungen.
- Art. 12, 13: Informationspflichten ab 2028:
 - Harmonisierte Angaben u. a. zu Kompostierbarkeit und Materialzusammensetzung, Rezyklatanteil und Wiederverwendbarkeit auf der Verpackung
 - Verwendung einheitlicher, leicht verständlicher Piktogramme auf Verpackungen und Abfallbehältern, um die Sortierung und korrekte Entsorgung zu erleichtern
- Art. 45: EPR für Verpackungen
- Art. 48: Bereitstellung von Rücknahme- und Sammelsystemen durch die Mitgliedstaaten
- Art. 52, Abs. 1: Festlegung von Recyclingzielen
 - Bis Ende 2025 mind. 50 % der Kunststoffverpackungen
 - Bis Ende 2030: mind. 55 % der Kunststoffverpackungen
- Art. 53, Abs. 7: Biologisch abbaubare Verpackungsabfälle, die aerob oder anaerob behandelt werden, können unter bestimmten Bedingungen als rezykliert gewertet werden:
 - Durch die Behandlung der BAW entsteht ein relevanter stofflicher Output (Kompost, Gärgut etc.),
 - Der Output wird ausgebracht und hat Vorteile für die Landwirtschaft oder den Umweltzustand.
- Art. 55: Regelung, welche Informationen den Endabnehmern über die korrekte Bewirtschaftung von Verpackungsabfällen zu Verfügung gestellt werden müssen.
 - Abs. 1f: Kompostierungseigenschaften und geeignete Abfallbewirtschaftungsoptionen für kompostierbare Verpackungen
 - Informationspflicht an der Verpackung, dass kompostierbare Verpackungen nicht für die Heimkompostierung geeignet sind und nicht in der Natur entsorgt werden dürfen

- Anh. II: Biologisch abbaubare Kunststoff-Verpackungen erscheinen als eigene Kategorie zur Bewertung der Rezyklierbarkeit.
- Anh. III: Klare Kriterien, unter welchen Bedingungen Verpackungen kompostierbar konzipiert werden sollen. Dabei wird die Vermeidung und Wiederverwendbarkeit von Verpackungen klar priorisiert. Es muss ein nachweisbarer Nutzen für die Umwelt durch die Verwendung von kompostierbaren Verpackungen entstehen.

Deutschland

1991: Die **Verpackungsverordnung (VerpackV)** war die erste gesetzliche Grundlage, in der die Herstellerverantwortung für die von ihnen hergestellten Produkte festgehalten wurde. 2019 wurde sie vom Verpackungsgesetz (VerpackG) abgelöst.

2016: Als Reaktion auf die Ergänzung der Verpackungsrichtlinie 94/62/EG um die Richtlinie (EU) 2015/720 zur Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen hat das Deutsche Bundesumweltministerium mit dem Handelsverband Deutschland e. V. ein **Abkommen zur Reduktion von Plastiktragetaschen** getroffen: bis 2018 sollten mindestens 80 % der von den teilnehmenden Unternehmen in Verkehr gebrachten Plastiktaschen kostenpflichtig sein (Bilharz, 2023; BMUV, 2017; Meunier, 2016). In der Folge ist der Verbrauch von Plastiktüten im Zeitraum von 2015 bis 2020 um 75 % auf 11 Stück pro Einwohner und Jahr zurückgegangen und lag damit gut unter den Vorgaben der EU, die bis 2026 erreicht werden sollten (Bilharz, 2023; S. Wilke, 2024).

Das Verbot gilt auch für biologisch abbaubare Kunststoffe, da (Bilharz, 2023):

- sie bislang keine ökologischen Vorteile gegenüber konventionellen Kunststoffen bieten,
- sie das Recycling der konventionellen Kunststoffe stören können,
- sie in Kompostierungsanlagen zusammen mit anderen Kunststoffen aussortiert werden,
- die Rottezeit in vielen industriellen Kompostierungsanlagen oftmals nicht für eine Zersetzung biologisch abbaubarer Kunststoffe ausreicht,
- eine zeitnahe Zersetzung im Heimkomposter oder in der Umwelt nicht nachgewiesen ist.

Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen werden alle 2 Jahre in einer Studie untersucht und für die Berichterstattung gemäss 94/62/EG dokumentiert (Cayé et al., 2024).

2021: Mit der Verordnung über das Verbot des Inverkehrbringens von bestimmten Einwegkunststoffprodukten und von Produkten aus oxo-abbaubarem Kunststoff (**Einwegkunststoffverbotsverordnung – EWKVerbotsV**) wurden die Artikel 5 und 14 der Richtlinie (EU) 2019/904 umgesetzt und bestimmte Einwegkunststoffprodukte, einschliesslich solcher aus biologisch abbaubaren Kunststoffen, sowie Produkte aus oxo-abbaubaren Kunststoffen verboten (BMUV, 2023).

2023: Das **Gesetz über das Inverkehrbringen, die Rücknahme und die hochwertige Verwertung von Verpackungen (VerpackG)** regelt die Herstellung, Verwendung und Entsorgung von Verpackungsmaterialien. Es wurde 2019 erlassen und zuletzt 2023 geändert. Hersteller von Verpackungen sind dazu verpflichtet, die Umweltverträglichkeit ihrer Produkte zu gewährleisten und die Kosten für die Entsorgung zu tragen. Mit den **Änderungen des VerpackG** wurden die neuen EU-Vorgaben, u. a. die Richtlinie 2018/852 und die Einwegkunststoffrichtlinie 2019/904, umgesetzt. Leichte Kunststofftragetaschen dürfen nicht mehr in den Verkehr gebracht werden. Hinsichtlich EPR-Schemata sollen die Hersteller von Einwegkunststoffprodukten ab 2025 (jeweils für das vorangegangene Jahr) einen Teil der Kosten für Massnahmen in den Bereichen Abfallbewirtschaftung, Reinigung des öffentlichen Raums und Sensibilisierungsmassnahmen übernehmen (Deutsche Bundesregierung, 2022).

Im deutschen Gesetz werden biologisch abbaubare Kunststoffe nicht explizit erwähnt. Jedoch können nach EN 13432 zertifizierte Kunststoffbeutel für die Sammlung von Bioabfällen sowie Agrarfolien als Inputströme für Kompostieranlagen verwendet werden (Maier, 2018).

2022: Die Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf Böden (**Bioabfallverordnung – BioAbfV**) regelt die Behandlung und Verwertung von Bioabfällen, einschliesslich der Anforderungen an kompostierbare Kunststoffe, die in der Bioabfallbehandlung verwendet werden dürfen. Sie trat 1998 in Kraft, wurde 2013 neu gefasst und liegt aktuell in der Version von 2022 vor.

- §4: Grenzwerte für plastisch verformbare (0.1 % w/w TS) und plastisch nicht verformbare Kunststoffe zusammen mit weiteren Fremdstoffen (0.4 % w/w TS) nach Behandlung des Bioabfalls (> 1 mm)
- §14, Abs. 1a: Aufstellung von Bio-Abfällen, die als geeignet für eine Verwertung auf Böden angesehen werden, u. a.:
 - Mulchfolien, wenn sie gemäss EN 17033 zertifiziert und damit unter kontrollierten Bedingungen biologisch abbaubar sind, sowie bestimmte Kriterien zum Gehalt an nachwachsenden Rohstoffen erfüllen.
 - Abfälle aus unbehandelten Textilfasern
- §14, Abs. 2: Aufstellung von u. a. BAW, die für eine gemeinsame Behandlung mit Bioabfällen geeignet sind:
 - Sammel- und Transportmaterialien aus der getrennten Bioabfallsammlung, u. a. biologisch abbaubare Kunststoff-Sammelbeutel und Papier-Sammeltüten, die mit biologisch abbaubarem Kunststoff beschichtet sind. Die Kunststoffe müssen gemäss DIN EN 13432 oder DIN EN 14995 zertifiziert sein und zusätzlich überwiegend aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt sein. Es muss zusätzlich nachgewiesen werden, dass sie nach höchstens 6 Wochen abgebaut und vollständig desintegriert sind (Messung mit 2 mm Maschenweite).
- Anh. 5: Vorgaben zur Kennzeichnung von biologisch abbaubaren Kunststoff-Sammelbeuteln aus der getrennten Bioabfallsammlung (grafische Kennzeichnung mit Keimling-Logo, weitere Vorgaben u. a. zu Farbe, Anordnung der Logos und Beschriftung)

2023: Das Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen (**Kreislaufwirtschaftsgesetz – KrWG**) wurde 2012 erlassen und 2023 angepasst. Es ist das zentrale Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherstellung einer umweltverträglichen Bewirtschaftung von Abfällen.

- §20: Pflicht, Kunststoffabfälle getrennt zu sammeln
- §25: Übernahme der Kosten, die infolge des Eintrags bestimmter Kunststoffprodukte in die Umwelt entstehen, durch Hersteller und Vertrieber
- §46: Abfallberatungspflicht

Frankreich

Das Gesetz zur Abfallbekämpfung und zur Förderung der Kreislaufwirtschaft (Loi n° 2020-105 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire), kurz **Anti-Abfall-Gesetz (AGEC)** (Loi anti-gaspillage, 2020), trat im Jahr 2020 in Kraft. Es setzt die Einwegkunststoffrichtlinie 2019/904 der EU um und hat zum Ziel, Abfall zu reduzieren und das gesamte System von Produktion, Vertrieb und Verbrauch zu einem zirkulären Wirtschaftsmodell umzuwandeln. Die Umweltverträglichkeit der Produkte soll schon bei der Entwicklung berücksichtigt werden (Ellen MacArthur Foundation, 2021). Das Gesetz wurde ab 2017 in Zusammenarbeit mit verschiedenen Interessensgruppen in öffentlichen Konsultationen, Arbeitsgruppen und mit einer Online-Plattform entwickelt. Das erste Ziel,

welches für 2025 gesetzt wurde, bestand darin, 100 % der Kunststoffe zu recyceln. (Ellen MacArthur Foundation, 2021; Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2020). Die Gesetzesartikel des Anti-Abfall-Gesetzes beschreiben Ergänzungen und Änderungen, die in bestehende Gesetze, wie z. B. das Umweltgesetz, übernommen wurden.

Zu biologisch abbaubaren und kompostierbaren Kunststoffen sind im AGECE mehrere Aussagen enthalten (Loi anti-gaspillage, 2020):

- Art. 13: Bestimmungen zur Kennzeichnung von Verpackungen (Umweltschutzgesetz, Artikel L541-9-1):
 - Produkte oder Verpackungen dürfen nicht mit Begriffen wie biologisch abbaubar, umweltfreundlich oder gleichbedeutenden Ausdrücken gekennzeichnet werden.
 - Kompostierbare Materialien dürfen nicht als kompostierbar gekennzeichnet werden, wenn sie nur unter industriellen Bedingungen kompostierbar sind.
 - Kompostierbare Materialien müssen den Hinweis «nicht in die Natur werfen» tragen.
- Art. 62: EPR: Hersteller von Verpackungen sind verpflichtet, die Kosten für die Sammlung, Sortierung und Recycling ihrer Produkte zu tragen, u. a. für synthetische Kaugummis, die nicht biologisch abbaubar sind.
- Art. 77: Diverse Massnahmen zur Reduktion von Einwegkunststoffen, insbesondere Plastiktüten, Getränkeflaschen, Einweggeschirr und -verpackungen sowie Förderung biologisch abbaubarer Verpackungen v. a. im Bereich der Lebensmittelbereitstellung:
 - Verbot der Bereitstellung im Inland und Weitergabe von leichten Einwegplastiktüten, die nicht biologisch abbaubar sind, mit Verwaltungsstrafen von € 3000 für natürliche Personen und € 15'000 für juristische Personen bei Verstoss
 - Teebeutel, die nicht aus biologisch abbaubaren Materialien bestehen, dürfen nicht in Verkehr gebracht werden.
 - Verbot der Herstellung, des Vertriebs, des Verkaufs, der Bereitstellung und der Verwendung von Produkten aus oxo-abbaubaren Kunststoffen
- Art. 80: Etiketten, die direkt auf Obst und Gemüse angebracht werden, müssen garten- und heimkompostierbar sein und ganz oder teilweise aus biobasierten Materialien bestehen.
- Art. 82: Mikroplastik als Stoff oder als Bestandteil von Mischungen ≥ 0.01 % w/w darf nur in Verkehr gebracht werden, wenn es natürlich und nicht chemisch modifiziert oder wenn es biologisch abbaubar ist. Je nach Anwendungsbereich gilt diese Regelung ab 2024, 2026 oder 2027.
- Art. 84: Bis Januar 2021 musste die Regierung dem Parlament einen Bericht über die gesundheitlichen, ökologischen und gesellschaftlichen Auswirkungen biobasierter, biologisch abbaubarer und kompostierbarer Kunststoffe während ihres gesamten Lebenszyklus vorlegen, wobei besonders auf das Risiko der Mikroplastikentstehung durch die Kompostierung dieser Kunststoffe fokussiert werden sollte.

Das französische **Umweltgesetz** (Code de l'environnement) enthält Bestimmungen zum Schutz der natürlichen Ressourcen, zur Abfallbewirtschaftung und zur Vermeidung des Eintrags gefährlicher Stoffe in die Umwelt. Zusätzlich zu den Artikeln, die als Folge des Anti-Abfall-Gesetzes angepasst und ergänzt wurden und daher schon unter diesem aufgeführt wurden, befassen sich Artikel L541-21-1 mit abbaubaren und kompostierbaren Kunststoffen. Es setzt die Richtlinien 2008/98/EG, 2018/851 und 2018/852 der EU um und befasst sich mit der EPR und der Sammlung und Verwertung von abbaubaren und kompostierbaren Materialien:

- Abfälle, die ähnliche biologische Abbaubarkeits- und Kompostierbarkeitseigenschaften aufweisen wie Bioabfälle und die gemäss den entsprechenden EU-Normen getestet sind, können gemeinsam mit an der Quelle sortierten Bioabfällen gesammelt werden.
- Dagegen dürfen Bioabfälle, die in nicht kompostierbaren oder nicht biologisch abbaubaren Materialien verpackt sind, nicht mit an der Quelle sortierten Bioabfällen gesammelt werden. Sie dürfen zusammen mit diesen verwertet werden, wenn sie separat gesammelt und entpackt wurden und somit eine hochwertige Verwertung möglich ist (Massnahmen zur Verbesserung der Qualität von Kompost und Gärgut).

Italien

2011 verabschiedete Italien als erstes Land der EU ein Gesetz, in dem nicht abbaubare Einweg-Kunststofftragetaschen verboten wurden (ECCO, 2022; Neilley, 2011). Neben der Umstellung auf biologisch abbaubare Materialien führte dieses Gesetz dazu, dass die Nutzung von Einweg-Tragetaschen innerhalb von 10 Jahren um 58 % zurück ging (Neilley, 2011).

Im **Gesetz Nr. 205** von 2017 (Legge 27 dicembre 2017, n. 205, Bilancio di previsione dello Stato per l'anno finanziario 2018) wird die Bereitstellung von finanziellen Mitteln zur Förderung der Herstellung und Vermarktung von Ohrreinigungsstäbchen aus biologisch abbaubarem und kompostierbarem Material gemäss EN 13432:2002 sowie von kosmetischen Spülmitteln mit Peeling- oder Reinigungswirkung, die kein Mikroplastik enthalten, geregelt.

Die italienische Regierung setzte die Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 2021 mit dem **Gesetzesdekret** (Decreto Legislativo) **Nr. 196/2021** um. Es weicht durch eine flexiblere Definition von Kunststoffen von der EU-Richtlinie ab und enthält Sonderregelungen zugunsten von kompostierbaren Einwegkunststoffen, Kunststoffbeschichtungen und grosszügigen Übergangs- und Förderregelungen (García Molyneux & Romana Mele, 2022). Es enthält folgende Bestimmungen zu abbaubaren und kompostierbaren Kunststoffen:

- Art. 3: Definitionen von oxo-abbaubaren und biologisch abbaubaren Kunststoffen
- Art. 4, Abs. 7: Steuerergutschriften in einem Übergangszeitraum (2022–2024) für Unternehmen, die alternative Materialien und Produkte anstelle von Einwegkunststoffen verwenden. Diese Materialien müssen wiederverwendbar, biologisch abbaubar oder gemäss EN 13432 zertifiziert kompostierbar sein.
- Art. 5: Beschränkung des Inverkehrbringens bestimmter Kunststofferzeugnisse
 - Abs. 1: Verbot von oxo-abbaubaren Kunststoffen und gelisteten Einwegkunststofferzeugnissen
 - Abs. 2: Im Land vorhandene Bestände an Kunststofferzeugnissen gemäss Abs. 1 dürfen aufgebraucht werden.
 - Abs. 3: Unter bestimmten Bedingungen gilt das Verbot von Einwegkunststofferzeugnissen gemäss Abs. 1 nicht, solange die Materialien biologisch abbaubar und nach EN 13432 kompostierbar oder zu 60 % biobasiert sind. Diese Bedingungen umfassen u. a. die Verwendung im Lebensmittelbereich, um Hygieneanforderungen zu erfüllen, eine bessere Ökobilanz von biologisch abbaubaren und kompostierbaren Einwegmaterialien als von wiederverwendbaren und den Fall, dass «eine sehr grosse Anzahl von Personen betroffen ist».
- Art. 7: Kennzeichnungsanforderungen u. a. zur Entsorgung von abbaubaren und kompostierbaren Kunststoffen und deren Umweltauswirkungen bei unsachgemässer Entsorgung.
- Art. 10: Erarbeitung einer nationalen Strategie zur Bekämpfung der Kunststoffverschmutzung unter Einbezug der betroffenen Sektoren wie Gemeinden,

Umweltschutzverbände und Verbraucher; die Strategie soll Massnahmen enthalten zur Verbraucherinformation und -sensibilisierung, Bildungsaktivitäten, u. a. als Teil der Schulbildung, sowie die Verwendung von abbaubaren und kompostierbaren Kunststoffen, die mit Bioabfällen entsorgt werden, regeln.

Österreich

Die Einwegkunststoffrichtlinie der EU wurde in das österreichische **Abfallwirtschaftsgesetz 2002 (AWG)**, und die **Verpackungsverordnung 2014** implementiert und trat 2019 in Kraft. Es gibt keine ersichtlichen Abweichungen zur EU-Richtlinie: neben dem Verbot von gelisteten Einwegkunststoffprodukten werden allgemein Massnahmen zur Reduktion des Verbrauchs von Getränkebechern und Lebensmittelverpackungen umgesetzt sowie das Verbot, oxo-abbaubare Kunststoffe in Verkehr zu bringen. Zusätzlich sind Hersteller von Feuchttüchern, Luftballons, Tabakwaren und Fischereigeräten im Sinne der EPR seit 2023 dazu verpflichtet, einen Teil der aufkommenden Kosten für ihre Produkte zu übernehmen und sich an einem Sammel- und Verwertungssystem für diese Produkte zu beteiligen (Bundesministerium AT, o. J.). Biologisch abbaubare Kunststoffe, welche der Verpackungsverordnung unterliegen, sind fortan an eine Lizenzgebühr gebunden und müssen über eine Verpackungssammlung entsorgt werden. Unterliegen Produkte nicht der Verordnung, müssen diese über den Restmüll entsorgt werden (ÖWAV, 2021).

Die Richtlinie (EU) 2015/720 zur Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen wurde ebenfalls in das AWG 2002 aufgenommen. Seit 2020 ist das Inverkehrbringen von Kunststofftragetaschen verboten mit Ausnahme von sehr leichten Kunststofftragetaschen, solange sie überwiegend aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt und heimkompostierbar sind, sowie mit Ausnahme von stabilen wiederverwendbaren Taschen aus Kunststoffgewebe.

Als Beitrag zum Grünen Deal der EU wurde in Österreich der **Aktionsplan Mikroplastik 2022–2025** geschaffen (BMK, 2022). Er adressiert Themen des EU-Aktionsplans für die Kreislaufwirtschaft, der EU-Plastikstrategie, des EU-Aktionsplans zur Schadstofffreiheit von Luft, Wasser und Boden und der Agenda 2023 für nachhaltige Entwicklung. Im Aktionsplan Mikroplastik wurden 5 Aktionsfelder definiert mit dem Ziel, Mikroplastikverschmutzung auf europäischer und internationaler Ebene zu reduzieren. Die Aktionsfelder umfassen Forschung und Innovation, Umsetzung und Weiterentwicklung der Regulierung, Bewusstseinsbildung von KonsumentInnen und an Schulen, freiwillige Massnahmen und globale Initiativen. Der österreichische Aktionsplan beinhaltet 25 konkrete Massnahmen, die bis 2025 umgesetzt sein müssen. Er berücksichtigt auf EU-Ebene laufende und umgesetzte Massnahmen. In Bezug auf abbaubare und kompostierbare Kunststoffe finden sich folgende Massnahmen:

- Bewertung von Anwendungen, bei denen die Verwendung von biologisch abbaubaren oder kompostierbaren Kunststoffen sinnvoll ist, Definition von Kriterien für solche Anwendungen
- Andere Kunststoffe sollen nicht als biologisch abbaubar oder kompostierbar deklariert werden, um eine Verschmutzung der Umwelt durch sorglosen Umgang mit diesen zu vermeiden.
- Förderung der Entwicklung ökologisch unbedenklicher, bioabbaubarer und biobasierter Kunststoffe
- Entwicklung harmonisierter Untersuchungsmethoden
- Umsetzung von freiwilligen Massnahmen durch Instrumente wie das österreichische Umweltzeichen oder freiwillige Massnahmen der Wirtschaft und von sonstigen Akteuren. Beispiele sind der Umstieg auf alternative, u. U. biologisch abbaubare Produkte in umweltoffenen Anwendungen in Land- und Forstwirtschaft. Als Ergebnis des Projekts zur Vermeidung des Eintrags von Kunststoffabfällen in forstwirtschaftlich genutzte Flächen

wurde z. B. beschlossen, dass ab 2022 nur noch biologisch abbaubare Markierungsbänder verwendet werden und ab 2023 nur noch biologisch abbaubare oder kunststofffreie Wuchshüllen.

Fürstentum Liechtenstein

Mit der **Verordnung über Verpackungen und Verpackungsabfälle** von 1997 (aktuelle Fassung vom 27.02.2021) wurde im Fürstentum Liechtenstein die europäische Verpackungsrichtlinie 94/62/EG umgesetzt. In ihr werden Recyclingziele und Vorschriften für Kunststoffe und andere Materialien festgelegt mit dem Ziel, das Abfallaufkommen zu verringern und Primärressourcen zu schonen.

Die Einwegkunststoffrichtlinie (EU) 2019/904 wurde in der Verordnung über das Verbot des Inverkehrbringens sowie die Anforderungen an die Beschaffenheit und Kennzeichnung bestimmter Kunststoffprodukte, kurz **Kunststoffprodukteverordnung (KPV)**, von 2021 implementiert. Sie verbietet das Inverkehrbringen von bestimmten Einwegkunststoffprodukten sowie von Produkten aus oxo-abbaubarem Kunststoff. Zu biologisch abbaubaren oder kompostierbaren Kunststoffen konnten keine spezifischen Regulationen gefunden werden.

3.5 Diskussion

Dieses Kapitel enthält eine kritische Reflektion des regulatorischen Umfelds von BAW in der Schweiz sowie einen Vergleich mit der Situation in der EU. Darauf basierend wurden mögliche Handlungsfelder identifiziert und Vorschläge für Massnahmen herausgearbeitet.

3.5.1 Normen

Aktuell enthalten die SN- und EN-Regelwerke Normen mit Anforderungen und Prüfverfahren für industriell kompostierbare Kunststoffe und Verpackungen, für heimkompostierbare Tragtaschen und für abbaubare Mulchfolien, die in Landwirtschaft und Gartenbau eingesetzt werden (0). Über diese spezifischen Anwendungsbereiche hinaus wurden im europäischen und internationalen Bereich von der AFNOR (für heimkompostierbare Kunststoffe) und von der ISO (für Mulchfolien, mit Möglichkeit der Anwendung auf weitere im Boden abbaubare Kunststoffprodukte) Anforderungen und Prüfverfahren erstellt, die über den Test der biologischen Abbaubarkeit hinausgehen. Diese Normen sind nicht Teil der SN- und EN-Regelwerke. Dennoch sind auch in den erweiterten Anwendungsbereichen Zertifizierungsprogramme erstellt worden, die in der Schweiz und der EU zur Zertifizierung von BAW angewandt und mit Labeln kommuniziert werden (3.4.2).

Die in Abschnitt 0 aufgeführten Normen, die Anforderungen und Prüfverfahren für BAW festlegen, berücksichtigen die Zusammensetzung von BAW, ihre Belastung mit Schwermetallen und toxischen Stoffen, ihre biologische Abbaubarkeit, die physische Zersetzung sowie die Ökotoxizität des Komposts nach Abbau der Materialien. Die Prüfung von abbaubaren Mulchfolien für den Einsatz in Landwirtschaft und Gartenbau umfasst drei der vier zuvor genannten Aspekte. Die Zersetzung muss nicht überprüft werden. Die SN-EN-Normen beinhalten zusätzlich Vorgaben zur korrekten Kennzeichnung der Produkte und Materialien.

Das Abbauverhalten von BAW-Materialien und Produkten, für die eine Kompostierung angedacht ist, wird hierbei auf zwei Arten getestet: Es wird zum einen das Potenzial der Materialien getestet, im Labor unter kontrollierten, für den biologischen Abbau geeigneten Bedingungen vollständig biologisch abgebaut, d.h. mineralisiert, zu werden. Zum anderen wird die physische Zersetzung (Desintegration) der Materialien getestet. Für die Abbautests wird das Material in der Regel in verkleinerter Form, z. T. als Pulver zugegeben. Die Zersetzung wird dagegen mit Testmaterial in der für die Verwendung geplanten Form überprüft.

Die Grössenordnung der Testumgebung variiert zwischen den Prüfverfahren, aber auch zwischen den übergeordneten Normen, welche Anforderungen und Prüfverfahren festlegen: Tests auf biologische Abbaubarkeit werden im Labormassstab durchgeführt, Desintegrationstests je nach Norm im Labor- oder im Technikumsmassstab. Die SN-EN-Normen schreiben für Desintegrationstests der industriellen Kompostierung Tests im Technikumsmassstab vor, für Heim- und Gartenkompostierung Labortests. Die Ökotoxizität von Kompost wird mit Kompost aus Versuchen im Technikumsmassstab überprüft, die Tests selbst werden jedoch im Labormassstab durchgeführt.

Tests im Labormassstab gewährleisten eine bessere Kontrolle der Prozessparameter, Tests im Technikumsmassstab sind realitätsnaher. Eine Kombination dieser Tests kann zielführend sein, um verlässliche Ergebnisse zu den Abbaueigenschaften zu erhalten. Es sollte jedoch beachtet werden, dass die Aussagen, die über ein BAW-Material getroffen werden können, sich unterscheiden, je nachdem, nach welcher Norm getestet wurde.

Gemäss Bundesgesetz über die technischen Handelshemmnisse (THG), Art. 4 sollen technische Vorschriften derart ausgestaltet werden, dass sie keine Handelshemmnisse darstellen. Harmonisierte EU-Normen werden in der Regel unverändert in das Schweizer Regelwerk übernommen (SNV, 2025a). Für BAW gilt daher grösstenteils das gleiche normative Regelwerk wie in der EU. Da die EU einer der wichtigsten Handelspartner der Schweiz ist, sollten Änderungen von technischen Standards mit Bezug BAW auch weiterhin im Abgleich mit den Entwicklungen der EU geschehen.

Aussagekraft der Tests auf biologische Abbaubarkeit

Baier et al. (2016) identifizierten mehrere Testparameter, die in der Realität oftmals nicht den gemäss Norm getesteten Bedingungen des biologischen Abbaus entsprechen: Temperatur, Belüftung, Feuchtigkeit, Durchmischung, Verweilzeit, Nährstoffgehalt, mikrobielle Aktivität und Partikelgrösse. Abweichungen der Umgebungsbedingungen von den Testbedingungen können dazu führen, dass Materialien, die als biologisch abbaubar oder kompostierbar zertifiziert sind, in der Umwelt oder auch in industriellen Vergärungs- und Kompostierungsprozessen nicht oder nicht vollständig abgebaut werden und sich im Boden anreichern. Hierbei bestehen zum einen Unterschiede zwischen den realen und den gemäss Norm getesteten Bedingungen innerhalb des geplanten Entsorgungs- resp. Eintragspfads, zum anderen bestehen entscheidende Unterschiede zwischen verschiedenen Medien und Kompartimenten (Kompost, Boden, Wasser), in welche BAW eingetragen werden. In den Normen SN EN 13432:2000 und SN EN 4995:2007 wird darauf hingewiesen, dass BAW in technischen Anlagen nicht unbedingt vollständig abgebaut werden müssen, da der Abbau auch bei der nachfolgenden Verwendung des produzierten Komposts vollendet werden kann. Aufgrund der aktuellen Datenlage kann nicht davon ausgegangen werden, dass während der Kompostierung nicht abgebaute BAW-Partikel in der Umwelt nachträglich abgebaut werden (vgl. 4.3).

Die Problematik der Divergenzen von getesteten und realen Bedingungen wurde vom Schweizer Bundesrat (2022) im Bericht Kunststoffe in der Umwelt aufgenommen. Auch auf EU-Ebene wurde diese Problematik erkannt und in mehreren Richtlinien und Verordnungen adressiert (3.4.3.2). Als ersten Schritt und Schweizer Branchenlösung erarbeitet die CbDP zurzeit eine Testmethode, die das Verhalten von BAW unter den realen Bedingungen technischer Kompostierungen überprüfen soll (3.4.3.1). Diese Testmethode soll noch im Jahr 2025 veröffentlicht werden (U. Baier, persönliche Kommunikation, 20. Mai 2025a).

Die in den aufgeführten Normen angewandten Verfahren testen i. d. R. indirekt. Sie messen die CO₂-Bildung oder den Sauerstoffbedarf, die aus dem biologischen Abbau resultieren, und verwenden eine CO₂-Bilanz, um auf den Abbaugrad zu schliessen. Da ein Teil des abgebauten Kohlenstoffs von den am Abbau beteiligten Mikroorganismen verwendet wird, um neue mikrobielle Biomasse aufzubauen, kann der berechnete Abbaugrad unterhalb von 100 % liegen, obwohl das gesamte Material abgebaut wurde. Um dies zu berücksichtigen, wird in den Normen nur ein Abbaugrad von

90 % gefordert. Dieser kann in Bezug auf die Menge Kohlenstoff berechnet werden, die in Form von Testmaterial zugegeben wurde, oder in Bezug auf den Abbaugrad eines Referenzsubstrat, dessen Abbau bekannt ist und das zu 100 % abgebaut wird. Wenn z. B. der Aufbau von mikrobieller Biomasse so hoch ist, dass der berechnete Abbaugrad unter 90 % liegt, kann eine Relativierung durch den Bezug auf den Abbau des Referenzsubstrats anzeigen, dass dennoch ein genügender Abbau vorliegt. Andererseits kann nicht ausgeschlossen werden, dass bei einem berechneten Abbaugrad von 90 % bis zu 10 % des Testmaterials innerhalb der Versuchszeit nicht abgebaut wurden. Eine genaue Analyse ist möglich, indem Polymere mit stabilen Kohlenstoff-Isotopen (^{13}C) markiert werden (Rüegg, 2022). An der ETH wurde eine Methode entwickelt, mit der geprüft werden kann, welche Bodenbedingungen und Polymereigenschaften einen vollständigen biologischen Abbau ermöglichen. In Zukunft soll diese Forschung dazu beitragen, Faktoren, die für eine vollständige biologische Abbaubarkeit von Polymeren gegeben sein müssen, genauer zu bestimmen. Es muss dennoch berücksichtigt werden, dass biologische Prozesse einer Variabilität unterliegen, die eingeschränkt, aber nicht verhindert werden kann.

Die biologische Abbaubarkeit organischer Bestandteile von BAW, die in geringem Masse vorhanden sind, muss gemäss aktueller Normen nicht überprüft werden (0). Für einen einzelnen Bestandteil liegt die Grenze bei 1 %, in der Summe aller nicht getesteten Bestandteile je nach Norm bei 3% bis 5 %. Falls die nicht getesteten organischen Anteile z. B. durch Modifikationen nicht oder nur schlecht abbaubar sind, kann diese Regelung zu einer Akkumulation von nicht abgebautem Material in der Umwelt führen.

Aussagekraft der Tests auf Ökotoxizität

Das Design der Ökotoxizitätsprüfungen von Mulchfolien für die Anwendung in Landwirtschaft und Gartenbau (SN EN 17033:2018) sowie von heimkompostierbaren Tragtaschen (SN EN 17427:2022) berücksichtigt laut Norm alle wesentlichen Organismengruppen, wichtige ökologische Prozesse und alle massgeblichen Expositionspfade im Boden. Dazu werden Tests mit mehreren Organismen aus drei Organismengruppen durchgeführt: Pflanzen, Wirbellose und Mikroorganismen. Das Protokoll zur Überprüfung der Ökotoxizität von Mulchfolien wurde in Erfüllung von Art. 50 der EU-Düngeprodukteverordnung (EU) 2019/1009 extern überprüft und bewertet. Anpassungen am Testprotokoll der Ökotoxizität resultierten in den Gesetzestexten keine.

Tests der Ökotoxizität im Rahmen der Normen werden mit repräsentativen Arten wesentlicher Organismengruppen durchgeführt. Dabei sollte beachtet werden, dass von der Toxizität auf zwei Pflanzenarten, Regenwürmer und nitrifizierende Mikroorganismen auf die Toxizität für die gesamte Bodenflora und -fauna geschlossen wird. Nicht berücksichtigt werden dabei z. B. mögliche ökotoxische Auswirkungen auf spezifische Arten sowie Effekte, die durch Bioakkumulation entlang der Nahrungskette auftreten können (Fent, 2013). Aufgrund der Vielfältigkeit und Komplexität von Bodenprozessen und der Wichtigkeit intakter Böden sollten Tests der Ökotoxizität kontinuierlich weiterentwickelt und regelmässig überprüft werden.

Im Anwendungsbereich der industriellen Kompostierbarkeit von Kunststoffmaterialien- und verpackungen müssen laut SN EN 13432:2000 und SN EN 14995:2007 EN-Referenzmethoden und Grenzwerte zur Überprüfung der Ökotoxizität noch entwickelt werden. Die vorgeschriebenen Prüfverfahren basieren auf der internationalen OECD-Richtlinie 208 und testen ökotoxische Effekte auf zwei höhere Pflanzen. Ansonsten wird auf europäische und nationale Anforderungen bei der Kompostqualität verwiesen. Da Kompost in der Schweiz i. d. R. in Landwirtschaft und Gartenbau verwendet wird, sollte überprüft werden, ob das Testdesign zur Prüfung der Ökotoxizität innerhalb der Normen SN EN 13432 und SN EN 14995 dem der SN EN 17033 (Mulchfolien in Boden) angepasst werden muss, um negative Auswirkungen auf Bodenlebewesen und -prozesse auszuschliessen.

Weiter sollten insbesondere die Ergebnisse von Abschnitt 4.4 berücksichtigt werden wie auch mögliche (bio-)akkumulative Effekte.

Berücksichtigung der Additive

Im Sinne des Vorsorgeprinzips sollte darauf geachtet werden, keine problematischen Additive in BAW zu verwenden (vgl. 4.3, 4.4). Geeignet wäre z. B. eine Pflicht zur Verwendung SN EN 13432-konformer Additive. Eine Zertifizierung solcher Additive existiert (3.4.2.1). Eine entsprechende Zertifizierung von Additiven könnte zudem für in Boden abbaubare BAW geschaffen werden.

Weiterentwicklung von Normen

Gerade im Bereich von Kunststoffmaterialien, deren Eintrag in die Umwelt nicht verhindert werden kann, müssen vermehrt Bestrebungen unternommen werden, konventionelle Kunststoffe durch BAW zu ersetzen. Für diese Materialien sollten mittelfristig Anforderungen und Prüfverfahren erarbeitet werden, die über die Prüfung des biologischen Abbaus hinaus gehen. Gemäss Abschnitt 4.2.4.2 könnten dies weitere Anwendungen im Bereich der Land- und Forstwirtschaft wie auch geeignete Anwendungen im Bau- und Strassensektor sein.

In einem weiteren Schritt sollten bestehende Normen überprüft und wo nötig dem Stand der Technik und damit auch den aktuellen Prozessbedingungen auf Kompostier- und Vergärungsanlagen sowie – bei Tests auf Abbaubarkeit in der Umwelt – den regionalen Umweltbedingungen angepasst werden. Für eine Zertifizierung der industriellen Kompostierbarkeit sind Tests der anaeroben Abbaubarkeit bisher optional. Begründet wird dies damit, dass dem Prozess der Vergärung üblicherweise eine aerobe Stabilisierungsphase (Kompostierung) folgt. In der PPWR von 2025 wird dies adressiert. Die EN 13432 soll ab 2026 Heimkompostierung und anaerobe Vergärung berücksichtigen. Falls anaerobe Vergärung in diesem Zusammenhang wiederum nur in Kombination mit Kompostierung berücksichtigt wird, muss abgeklärt werden, ob eine zusätzliche Norm zur Überprüfung der separaten anaeroben Vergärung nötig ist. In der Schweiz werden rund 29 % w/w der organischen Abfälle, die von Grüngutanlagen verarbeitet werden, ausschliesslich anaerob vergoren ohne anschliessende Kompostierung (Anhang A6). Ca. 60 % des separat gesammelten kommunalen Grünguts und der verpackten Lebensmittelabfälle, welche in Vergärungsanlagen verwertet werden, durchlaufen keine Nachkompostierung. Die Tendenz ist für diesen Anteil leicht sinkend. Auch in Zukunft muss aber mit erheblichen Mengen an organischen Recyclingdüngern in Form von festem Gärgut gerechnet werden, welches keinen aeroben Abbauschritt durchlaufen hat (U. Baier, persönliche Kommunikation, 1. Mai 2025).

Gemäss aktueller Rechtsvorschriften der EU (3.4.3.2) ist die Über- resp. Erarbeitung folgender Normen geplant:

- Bis 2026: Überarbeitung der EN 13432:2000, Einbezug von Heimkompostierung und anaerober Vergärung, Berücksichtigung effektiver Prozessbedingungen auf Grüngutanlagen in der EU, Berücksichtigung des gesamten Produktes, inkl. Additive
- Überarbeitung der EN 17033:2018 zu biologisch abbaubaren Mulchfolien in Landwirtschaft und Gartenbau zur Reduktion des Eintrags von im Boden abbaubaren Kunststoffpartikeln in Gewässer; in Erfüllung von Art. 50 der EU-Düngerechtsverordnung (EU) 2019/1009 wurde das Protokoll der biologischen Abbaubarkeit von Mulchfolien in einer externen Studie überprüft, seither muss in der EU zusätzlich die biologische Abbaubarkeit in Wasser getestet werden. Es ist zu erwarten, dass diese Änderung in die Überarbeitung der EN 17033 einfließen wird (vgl. 3.5.1).
- Entwicklung neuer Normen (Prüfverfahren) für Anwendungen, bei denen die Verwendung abbaubarer Kunststoffe als geeignet angesehen wird, wie z. B. Produkte für den Baumschutz, Pflanzenbefestigungsclips oder Rasenmäherfäden

Abgrenzung der Aussagekraft von Normen

Normen legen einheitliche und nachvollziehbare Anforderungen, Prüf- und Testverfahren fest. Sie dienen der Vergleichbarkeit, sollten den aktuellen Stand der Technik abbilden und reduzieren technische Handelshemmnisse. Sie werden zudem vermehrt genutzt, um technische Details und Sicherheitsanforderungen festzulegen, die den europäischen Richtlinien und Gesetzen entsprechen. (SNV, 2016). Es liegt in der Natur der Sache, dass sie nicht alle existierenden Umgebungs- und Prozessbedingungen abdecken können. Wichtig ist, ihre Aussagekraft einordnen zu können. Da dies das Wissen vieler Akteure übersteigt, sind Massnahmen der Kommunikation angezeigt, die leicht und unmissverständlich sind. Um die korrekte Entsorgung von BAW zu fördern, sollte der korrekte Entsorgungspfad in den Vordergrund gestellt werden anstelle der Abbaueigenschaften, ggf. ergänzt mit Hinweisen zur Umweltauswirkung bei falscher Entsorgung. Durch eine klar geregelte, einheitliche Kennzeichnung sollen in der EU Missverständnisse in Bezug auf die korrekte Entsorgung von BAW vermieden werden (3.5.3.4).

3.5.2 Labels

Ein Grossteil der in Abschnitt 3.4.2 aufgeführten Labels wurde von den unabhängigen Prüfunternehmen TÜV Austria und TÜV Rheinland herausgegeben. Aber auch der Industrieverband European Bioplastics und die gemeinnützige Organisation CIC geben eigene Labels aus, um das Qualitätsmerkmal der industriellen Kompostierbarkeit zu kommunizieren. Sie basieren auf der gleichen Norm wie die Labels von TÜV Austria und TÜV Rheinland. Im Falle von CIC scheint es sich um eine landesspezifische Lösung zu handeln. Im Falle des von European Bioplastics herausgegebenen Keimling-Labels ergibt sich für den Endverbraucher kein zusätzlicher Nutzen.

Die von TÜV Austria und TÜV Rheinland herausgegeben Labels kommunizieren die Konformität mit den von ihnen erstellten Zertifizierungsprogrammen. Die Zertifizierungsprogramme wiederum beziehen sich teilweise auf EN-Normen, die aber nicht immer für den zertifizierten Anwendungsbereich spezifisch sind. Z. T. werden die verfügbaren Normen durch die Zertifizierungsstellen angepasst für andere Anwendungsbereiche als die in der Norm vorgesehenen:

Die Labels *OK biodegradable SOIL* und *DIN-geprüft BIOABBAUBAR IN BODEN* (Tabelle 8) z. B. basieren auf verschiedenen Normen. Ersteres basiert auf der Kompostierungs-Norm EN 13432, angepasst für Boden, letzteres auf der EN 17033 für Mulchfolien. Obwohl die Labels scheinbar das Gleiche aussagen, wird für das Label *OK biodegradable SOIL* nur die Ökotoxizität für Pflanzen getestet (TÜV Austria, 2012), für das Label *DIN-geprüft BIOABBAUBAR IN BODEN* die Ökotoxizität für Pflanzen, Wirbellose und Mikroorganismen (3.5.1).

Die Zertifizierung *OK Compost HOME* basierte ursprünglich auf der EN 13432 für industrielle Kompostierung und war ihrerseits Grundlage für die Erstellung der EN 17427 (Heimkompostierbarkeit von Tragtaschen). Die NF T 51-800, die als Grundlage für das Label *DIN-geprüft GARTENKOMPOSTIERBAR* dient, erweitert das Anwendungsgebiet der EN 17427, ist aber wiederum keine EN-Norm.

Die Vielzahl von Labels kann verwirrend sein. DIN- und TÜV Austria-Labels kommunizieren im Text der Labels, auf welche Bereiche sich die Zertifizierungen beziehen. Um diese Unterschiede zu bemerken, muss sich der Verbraucher den Text der Labels jedoch genau anschauen. Zudem muss er wissen, dass es Unterschiede gibt zwischen industrieller Kompostierbarkeit, Heimkompostierbarkeit und Abbaubarkeit im Boden, um sich bewusst zu sein, dass er näher hinschauen muss. Selbst wenn sich der Konsument dieser Unterschiede bewusst ist, braucht es noch immer Hintergrundwissen, um die Bedeutung der Zertifizierung einordnen zu können (vgl. 3.5.1). Z. B. gibt es im Bereich der Heimkompostierung verschiedene Verfahren. Die SN EN 17427 und damit auch die Labels *OK Compost HOME* und *DIN-geprüft GARTENKOMPOSTIERBAR* beziehen sich explizit

nicht auf Verfahren der Wurmkompostierung oder Gemeinschaftskompostierung und setzen eine gute Bewirtschaftung des Heimkomposts voraus.

Mangelnde Kenntnis der Aussagekraft von Labels auf Seiten von Anwendern und Verbrauchern kann zu Problemen bei der Entsorgung von BAW führen:

- Entsorgung in der Umwelt, da angenommen wird, dass sich das Material dort abbaut,
- Fehlwürfe mit Materialien, die BAW ähnlich sehen, aber nicht abbaubar oder kompostierbar sind,
- Entsorgung über das Grüngut, obwohl die Prozessbedingungen der verarbeitenden Anlage zu stark abweichen, um bestimmte BAW zu verarbeiten. [Jede Gemeinde informiert, welche Abfälle mit dem Grüngut entsorgt werden dürfen. Dies erfolgt in Abstimmung mit der Grüngutverwertungsanlage und ist von Gemeinde zu Gemeinde verschieden].

Um Missinterpretationen zu vermeiden, sollte zusätzlich zu einem Label, welches biologischen Abbaubarkeit oder Kompostierbarkeit kommuniziert, oder stattdessen auf den korrekten Entsorgungsweg hingewiesen werden (3.5.3.4).

Bei der Verarbeitung von BAW zusammen mit biogenen Abfällen auf Grüngutanlagen ergibt sich ein weiteres Problem: Labels sind oftmals klein und nur an einem Ort aufgedruckt und somit im Grüngut schwer zu erkennen. Als Branchenlösung wurde in der Schweiz ein gut erkennbarer Gitterdruck für Kompostbeutel eingeführt (3.4.3.1, Branchenlösungen). Dieser hat sich in der Branche etabliert und wird teilweise auch auf anderen BAW-Produkten verwendet. Der Endverbraucher kennt die Bedeutung des Gitterdrucks jedoch oftmals nicht.

Im Rahmen der PPWR von 2025 ist damit zu rechnen, dass ab 2026 EU-weit neue Labels eingeführt werden. Es ist zu erwarten, dass die Schweiz mit der Kennzeichnung entsprechender BAW-Produkte nachzieht und dass viele der bisher gebräuchlichen Labels wegfallen. Die Branchenlösung des Gitterdrucks ist von diesen Anpassungen nicht tangiert, da die Schweiz als Nicht-EU-Land eigenständige nationale Lösungen zusätzlich umsetzen kann.

3.5.3 Regulationen

Im Unterschied zur EU sind die Regulationen von BAW und Kunststoffen im Allgemeinen in der Schweiz weniger detailliert ausgearbeitet und setzen oftmals auf freiwillige Massnahmen (OceanCare, 2022). Es sind aber gesetzliche Grundlagen vorhanden, die auf die Förderung und Regulation von BAW und ihren Einsatz als Alternative zu konventionellen Kunststoffen angewandt werden können. Viele Beispiele sind im USG zu finden (3.4.3.1), in welchem der umweltgerechte Umgang mit und die Reduktion der Umweltbelastung durch Stoffe, Produkte und Abfälle festgelegt wird. Dies soll im Sinne des Vorsorgeprinzips auch präventiv geschehen, wenn negative Folgen auf die Umwelt nicht ausgeschlossen werden können. Des Weiteren werden die Prinzipien der Abfallvermeidung und -verwertung sowie die Schliessung von Materialkreisläufen im USG festgelegt.

Wichtige Kriterien sind jeweils die technische Machbarkeit, die wirtschaftliche Tragbarkeit und die Verhältnismässigkeit. Quantifizierbare Ziele fehlen oft. In der VGV sind eine Mindestverwertungsquote für PET- Getränkeverpackungen sowie die Möglichkeit festgehalten, weitere Mindestverwertungsquoten für Materialströme von verwertbaren Einwegverpackungsmaterialien festzulegen, wenn deren Absatz über 100 t pro Jahr beträgt (3.4.3.1, VGV). Zudem gibt es Grenzwerte für Kunststoffgehalte in Kompost und Gärgut sowie Grenzwerte für definierte problematische Stoffe in Kunststoffen in der ChemRRV.

Verbote gibt es bislang für das Inverkehrbringen und die Verwendung von oxo-abbaubaren Kunststoffen. Über eine Beschränkungsregelung für absichtlich zugefügtes Mikroplastik in diversen

Produkten wird der Bundesrat Ende 2025 entscheiden. Biologisch abbaubare Mikropartikel wurden vom Verbot ausgenommen, weil sie nicht die gleiche langfristige Persistenz aufweisen. Auch die neue DüV, die auf der Regelung der Verordnung (EU) 2019/1009 basiert, verbietet vermehrt nicht biologisch abbaubare Polymere in Düngemitteln.

Eine direkte Regelung von BAW gibt es in der Schweiz nur in dem Sinne, dass sie als Verpackung von biogenen Abfällen auf Grüngutanlagen verarbeitet werden dürfen, sofern sie für das Verfahren geeignet sind (3.4.3.1, VVEA). Viele Stossrichtungen der Schweizer Politik im Bereich Kunststoffe orientieren sich jedoch an den Entwicklungen in der EU (Der Bundesrat, 2022).

Da die EU einer der wichtigsten Handelspartner der Schweiz ist und Handelshemmnisse nach Möglichkeit vermieden werden (EEAS, 2021), dürfte sich die Rechtslage der EU auch auf die Ausrichtung von Schweizer Unternehmen auswirken.

Wo nicht anders erwähnt, beziehen sich die Aussagen dieses Abschnitts auf die unter 3.4.3 aufgeführten rechtlichen Grundlagen.

3.5.3.1 Abfallhierarchie

Die Regulationen der EU basieren stark auf der Abfallhierarchie Vermeidung – Vorbereitung zur Wiederverwendung – Recycling – sonstige Verwertung – Beseitigung (3.4.3.2, Richtlinie 2008/98/EG). Kompostierbare Einweg-Verpackungen dürfen z. B. nur verwendet werden, wenn Produkte nicht ohne Verpackung in Verkehr gebracht werden können und sie nicht als wiederverwendbare Verpackung hätten konzipiert werden können (Verordnung (EU) 2025/40, Anh. 3).

Die Schweiz Abfallbewirtschaftung basiert auf der absteigenden Priorisierung Vermeidung – Verwertung – Entsorgung (Art. 30 USG). Innerhalb der Stufe Verwertung erfolgt eine weitere Priorisierung (Art. 30d USG): Wiederverwendung oder stoffliche Verwertung – stofflich-energetische Verwertung – energetische Verwertung. Das USG legt weiterhin fest, dass Abfälle umweltverträglich und nach Möglichkeit im Inland entsorgt werden müssen. Der Ansatz von EU und Schweiz ist ähnlich, nur wird in der Schweiz die stoffliche Verwertung der Wiederverwendung gleichgestellt.

3.5.3.2 Regulierung von BAW

In der EU wurde mit der Verordnung (EU) 2025/40 ein klarer Rechtsrahmen für biologisch abbaubare Kunststoff-Verpackungen geschaffen. In dieser wie auch in weiteren Rechtsdokumenten der EU (3.4.3.2) werden Anforderungen an die Ausgestaltung von BAW sowie ihre Verwendung und Verwertung festgelegt. In der Schweiz wird bislang grösstenteils auf Branchenlösungen gesetzt. Die Fachgruppe Biokunststoffe von Swiss Recycle sowie die Plattform CbDP haben sich zum Ziel gesetzt, einheitliche Protokolle und Richtlinien für BAW zu erarbeiten (3.4.3.1, Branchenlösungen).

Anforderungen an das Produktdesign von BAW

Produkte sollen umweltfreundlich gestaltet werden. Dies ist in den Rechtsgrundlagen der EU verankert sowie auch im Rahmen des Aktionsplans für eine grüne Wirtschaft der Schweiz festgelegt. Daraus folgt in der EU, dass Verpackungen nur dann kompostierbar konzipiert werden sollen, wenn dadurch ein nachweisbarer Nutzen für die Umwelt entsteht (vgl. 3.5.3.3). BAW-Verpackungen, für die keine obligate Gestaltung als biologisch abbaubar oder kompostierbar vorgesehen ist, müssen ab 2028 für das stoffliche Recycling gestaltet werden (EU-2025/40). Dazu zählt die Verwertung in Grüngutanlagen (organisches Recycling) nur unter bestimmten Bedingungen (3.5.3.2, Verwertung). BAW-Verpackungen, deren Abbau in Grüngutanlagen nicht oder fast nicht zur Bildung von Kompost oder Gärgut beiträgt, müssen werkstofflich rezykliert werden und sollten daher aus wenigen und häufig verwendeten Werkstoffen bestehen. Grund dafür ist, dass werkstoffliches Recycling i. d. R. bedingt, dass einheitliches Material in grossen Mengen vorhanden ist (Swiss Recycle, 2023).

Für Düngemittel zugelassene Polymere müssen in der EU biologisch abbaubar sein und keine negativen Auswirkungen auf Pflanzen und Lebewesen haben, Mulchfolien müssen ab Juli 2026 ebenfalls biologisch abbaubar sein. Dazu wurden in der Verordnung (EU) 2019/1009 spezifische Kriterien festgelegt. Auch Mikroplastikpartikel dürfen in vielen Anwendungen nur verwendet werden, wenn sie abbaubar oder wasserlöslich sind (Verordnung (EU) 2023/2055). Die Schweiz richtet sich in diesen Bereichen grösstenteils nach den Bestimmungen der EU. Abweichend von den EU-Verordnungen besteht in der Schweiz jedoch die Möglichkeit, Dünger-Polymere, die der EU-Verordnung nicht entsprechen, bewilligen zu lassen (3.4.3.1, DüV). Die Umsetzung der Regulierung von Mikroplastik wurde in der Schweiz in der Verordnungsrevision der ChemRRV im Jahre 2025 diskutiert. Zum Zeitpunkt der vorliegenden Studie steht der Beschluss des Bundesrats noch aus.

Durch die Plattformen SSbD und CbDP wurden in der EU und der Schweiz unter Mitwirkung relevanter Akteure Rahmenbedingungen geschaffen für ein nachhaltiges Design und eine sichere und umweltgerechte Verwertung von Materialien und Produkten. Speziell im Hinblick auf die Mitverwertung von BAW-Verpackungen in Grüngutanlagen und auf die Qualität organischer Recyclingdünger bietet die CbDP-Plattform Hilfestellung und Argumentarien zur Gestaltung entsprechender Produkte (CbDP, 2025).

Anwendungsbereiche für BAW

Die EU hat Kriterien festgelegt, welche Produkte aufgrund ihrer Umweltrelevanz aus BAW bestehen müssen, um in Verkehr gebracht zu werden. Darauf basieren detaillierte Auflistungen, die in den entsprechenden Rechtsgrundlagen der EU (3.4.3.2) einzusehen sind. Andere BAW dürfen nicht als solche deklariert werden. In der Schweiz ist der Einsatz von BAW bislang nicht gesetzlich geregelt.

Bereiche, in denen gemäss EU-Regulationen ein nachweisbarer Nutzen für die Umwelt durch die Verwendung von BAW gegeben ist, sind folgende:

- Bereiche, in denen der Eintrag von Kunststoff in die Umwelt nicht verhindert werden kann (z. B. Beschichtung von Düngemitteln, die die Freisetzung von Nährstoffen regulieren, Reste von Mulchfolien),
- Verpackungen von biogenen Abfällen, die von einer Grüngutanlage verwertet werden sollen und bei welchen die Abtrennung schwierig ist (z. B. Teebeutel),
- Anwendungen, durch welche die separate Sammlung und Verwertung von biogenen Abfällen wie z. B. Lebensmittelabfällen gefördert wird,
- Anwendungen, die zu einer Verlängerung der Haltbarkeit von Lebensmitteln führen.

Gemäss Art. 34 VVEA dürfen verpackte biogene Abfälle in Kompostier- und Vergäranlagen verarbeitet werden, wenn die Verpackung möglichst vollständig entfernt wird. Die Abtrennung von Kunststoffen aus separat gesammeltem kommunalem Grüngut erfolgt oftmals händisch. Die Verpackung von überlagerten Lebensmitteln aus Produktion und Handel wird i. d. R. maschinell abgetrennt, häufig durch eine Zerkleinerung der gesamten Grüngutcharge mit anschliessender Abtrennung des Kunststoffs. Moderne Trennaggregate erreichen dabei Abtrenngrade von > 98 % (U. Baier, persönliche Kommunikation, 1. Mai 2025). Es können jedoch auch relevante Verpackungsanteile inkl. Kunststoffen verbleiben (LAGA, 2023). Gemäss Inspektoratsbericht 2023 werden die Grenzwerte der ChemRRV nur bei ca. 7 % der untersuchten Produkte aus Kompostierung und Vergärung nicht eingehalten, Tendenz abnehmend (Inspektorat, 2024). Der Grenzwert der ChemRRV liegt bei 0.1 % TR, als Bio-Limite wird 0.05 % TR angegeben. Zur Reduktion des Eintrags von Kunststoffen über Kompost und Gärgut, wird vermehrt auf BAW im Bereich von Lebensmittelverpackungen gesetzt. Nach Erkenntnis der vorliegenden Studie macht dies nur Sinn, sofern diese den Nachweis erbringen, dass sie sich im vorgesehenen Entsorgungsweg vollständig und ohne negative Auswirkungen abbauen.

Weitere geeignete Anwendungsfelder für BAW ergeben sich aus den Ergebnissen in Abschnitt 4.2: Bereiche, in denen der Eintrag in die Umwelt nicht vermieden werden kann, umfassen Anwendungen in Land- und Forstwirtschaft und im Weinbau. Ein grosses Potenzial besteht zudem im Bereich von Reifen-, Schuhsohlen- und anderem Abrieb im Bereich von Strassen. Die Anforderungen an Materialeigenschaften und Langlebigkeit von Autoreifen könnten jedoch auch in Zukunft in Widerspruch stehen zu der Eigenschaft des biologischen Abbaus.

Verwertung von BAW und Kunststoffen

BAW dürfen in der Schweiz und der EU zusammen mit Grüngut verwertet werden, solange sie für das Verfahren geeignet sind und die Qualität von Kompost und Gärgut nicht beeinträchtigen.

In der EU wurden spezifische und ambitionierte Recyclingziele und Mindest-Rezyklatanteile für Kunststoffverpackungen sowie Wiederverwendungsziele für Transport- und Verkaufsverpackungen festgelegt, die bis 2030 und 2040 resp. bis Ende 2025 und 2030 erreicht werden sollen. Kompostierbare Verpackungen müssen keinen Rezyklatanteil enthalten. Ihre Kompostierung oder Vergärung kann ausserdem an die zu erreichenden Recyclingquoten angerechnet werden, wenn durch den Abbau der Verpackung ein den Recyclingquoten entsprechender stofflicher Output (Kompost / Gärgut) generiert wird (EU-2025/40). Die meisten BAW-Produkte basieren auf Kohlehydrat- oder Kohlenwasserstoff-Polymeren und enthalten keine strukturbildenden Materialien oder Nährstoffe (Stickstoff, Phosphor, Kalium) (Biomasse Suisse 2023). Sie werden in Grüngutanlagen vollständig abgebaut, so dass sie z. T. energetisch (Biogas), nicht jedoch stofflich genutzt werden. Da die Entsorgung von BAW mit dem Grüngut aufgrund von Unwissen in der Bevölkerung zudem häufig zu Fehlwürfen und somit einer Verunreinigung von Grüngut, Kompost und Gärgut führt, empfiehlt Biomasse Suisse, BAW mit dem Kehrriecht energetisch zu verwerten. Dies entspricht in etwa der oben erwähnten Regelung der EU.

Im Falle von BAW ist eine stoffliche Verwertung in Grüngutanlagen also nur dann sinnvoll, wenn sie Vorteile für die Sammellogistik, für den Anlagenbetrieb oder für die Produkte (Biogas, organische Recyclingdünger) bieten. Dies ist z. B. der Fall, wenn einheitliche BAW-Chargen in B2B-Modellen separat gesammelt werden (erhöhte Biogasproduktion), wenn mit BAW-Verpackungen ein relevanter Anteil an organischen Abfällen, z. B. Lebensmittel aus dem Detailhandel oder Speisereste gesammelt werden können (erhöhte energetische und stoffliche Verwertung) oder wenn der Aufwand, die Verpackung von organischen Abfällen zu trennen (z. B. Teebeutel, Obstetiketten) unverhältnismässig ist. BAW-Produkte sind auch geeignet, um die Sammelquote separat gesammelter kommunaler organischer Abfälle zu erhöhen (Kompostbeutel mit Gitterdruck). Für andere BAW sollte in der Schweiz der Entsorgungsweg über die Kehrriechverbrennungsanlage (KVA) oder in Zukunft ggf. das werkstoffliche Recycling bevorzugt werden.

Da eine Vermischung von BAW mit separat gesammelten und für das werkstoffliche Recycling vorgesehenen Kunststoffen zu einer Qualitätsminderung der Sekundärrohstoffe führen kann, sollen von den EU-Mitgliedsstaaten Logistikkonzepte erarbeitet werden, die solche Verunreinigungen verhindern (EU-2025/40, 53. Erwägungsgrund).

Kosten/EPR

Die EPR ist ein Konzept, das von der EU angewandt wird, um Hersteller für den gesamten Lebenszyklus ihrer Produkte verantwortlich zu machen, einschliesslich Entsorgung und Recycling. Es entspricht teilweise dem im USG festgelegten Verursacherprinzip, welches zur Finanzierung der Abfallbewirtschaftung in der Schweiz angewandt wird. In der Richtlinie (EU) 2019/904 wird die EPR ebenfalls angewandt, um die Kosten von Sensibilisierungsmassnahmen, Sammelsystemen und Reinigungskosten mit Bezug zu Einwegkunststoffen zu decken (3.4.3.2). In der Schweiz werden die Kosten für Reinigungsaktionen von unsachgemäss entsorgten Abfällen und indirekte Kosten wie Anti-Littering-Kampagnen von der öffentlichen Hand, i.e. der Allgemeinheit getragen (AWEL, 2011).

Förderung von BAW

BAW werden durch die Massnahmen der EU in den Bereichen gefördert, in denen sie als obligatorisch vorgeschrieben werden. Dies ist v. a im Bereich von Düngemitteln, Mikroplastik und von bestimmten Lebensmittelverpackungen der Fall. Da sie in Anwendungen, die nicht vorgeschrieben werden, nicht als biologisch abbaubar oder kompostierbar gekennzeichnet werden dürfen, und das werkstoffliche Recycling in der EU priorisiert wird, könnte ihre Nachfrage in der EU mittelfristig sinken. In der Schweiz zeigte sich, dass 83 % der BAW im Bereich Catering/Gastronomie verwendet werden (2.4.2.3). Unter der Annahme, dass die Situation in der EU ähnlich ist, könnte durch das Verbot vieler Einwegkunststoffe in diesem Bereich der Bedarf an BAW ebenfalls sinken.

Eine indirekte Förderung von BAW aufgrund der aktuellen Schweizer Gesetzgebung ist ebenfalls in den Bereichen Düngemitteln und Mikroplastik zu erwarten (3.4.3.1). Da die Schweizer Wirtschaft – wie oben dargelegt – stark von der europäischen abhängig ist, dürfte sich die Rechtslage der EU auch in diesen Bereichen auf die Entwicklung von BAW in der Schweiz auswirken.

Im Rahmen des Aktionsplans Grüne Wirtschaft wurden in der Schweiz Massnahmen für eine ressourcenschonende Schweiz umgesetzt. BAW und Kunststoffe standen jedoch nicht im Fokus der Aktivitäten. Das Wort Kunststoff wird nur einmal als Hinweis auf die europäische Strategie für Kunststoffe erwähnt. Der Fokus der Massnahmen, die im Zeitraum von 2016 bis 2019 im Rahmen des Aktionsplans getroffen wurden, lag auf den Bereichen Lebensmittel-, Textil- und Bauindustrie (BAFU, 2020b). Übergeordnete Massnahmen wie Prüfung und Übernahme von Umweltanforderungen der EU und Aktualisierung der Umweltbewertungsmethode UBP 2020 für Ökobilanzen könnten ggf. auf Kunststoffe angewendet werden.

Entsprechend der Regulationen der EU ist die Förderung von BAW auch in der Schweiz insbesondere in Anwendungsfeldern angezeigt, bei denen der Eintrag in die Umwelt nicht vermieden werden kann (vgl. 4.2). Entwicklungen in den Bereichen, die unter *Anwendungsbereiche für BAW* aufgeführt wurden, könnten gezielt gefördert werden.

Fokus Plastiksäckli

Die Regulierung von gratis abgegebenen leichten Kunststofftragetaschen («Plastiksäckli») war eine der ersten, die in vielen Ländern der EU adressiert wurde zur Reduktion von Kunststoffabfällen (3.4.3.2). Die Entwicklung ihres Verbrauchs zeigt exemplarisch, was gezielte Regulationen bewirken können:

Seit dem Verbot, nicht abbaubare leichte Kunststofftragetaschen gratis abzugeben, ging ihr Verbrauch in Deutschland im Zeitraum von 2000 bis 2021 um 84 % zurück (S. Wilke, 2024). In Italien gingen sie im Zeitraum von 2010 bis 2020 um 58 % zurück (ECCO, 2022).

In der Schweiz wurde auf eine Branchenlösung gesetzt. Sie führte dazu, dass der Verbrauch an Kunststofftragetaschen, die an der Kasse abgegeben werden, im Zeitraum von 2016 bis 2024 um 88 % zurückging (IG Detailhandel, 2023; Swiss Retail Federation, 2025).

Dies zeigt exemplarisch, dass Branchenlösungen gut funktionieren. Solange sie nicht im Eigeninteresse der Branche liegen, sollten sie jedoch durch Zielvorgaben unterstützt werden. Die Branchenvereinbarung über die Verringerung des Verbrauchs von Kunststofftragetaschen der Swiss Retail Federation und der IG Detailhandel Schweiz wurde als Gegenvorschlag initiiert zu einem Verbot von solchen, das ursprünglich im Parlament überwiesen wurde (Swiss Retail Federation & IG Detailhandel Schweiz, 2016).

Im Offenverkauf von Früchten und Gemüse sind nicht-kompostierbare Kunststofftragetaschen (Hemdchenbeutel) in der Schweiz noch verbreitet. Sie sind unter anderem ein Grund für die Kontamination von separat gesammeltem Grüngut mit Kunststoffen. Es sind Anstrengungen der

Branche des Detailhandels im Gange, diese Produkte flächendeckend durch BAW zu ersetzen, welche mit Gitterdruck gekennzeichnet sind (U. Baier, persönliche Kommunikation, 20. Mai 2025b).

3.5.3.3 Berücksichtigung der Umweltauswirkungen von BAW

Das USG legt fest, dass Menschen, Tiere und Pflanzen, ihre Lebensgemeinschaften und Lebensräume gegen schädliche oder lästige Einwirkungen geschützt sowie die natürlichen Lebensgrundlagen, insbesondere die biologische Vielfalt und die Fruchtbarkeit des Bodens, dauerhaft erhalten werden sollen. Dies soll auch vorsorglich geschehen, wenn negative Auswirkungen auf die Umwelt und die menschliche Gesundheit nicht ausgeschlossen werden können. Die Umweltrelevanz von BAW wurde in Abschnitt 4.4 untersucht. Es wurde gezeigt, dass BAW, insbesondere als Endprodukt, ökotoxikologische Effekte hervorrufen können. Problematisch sind oftmals die Additive, die verwendet werden, um Materialeigenschaften von BAW zu beeinflussen, sowie Wechselwirkungen z. B. mit Pestiziden und antibiotikaresistenten Keimen.

Ökotoxizität von BAW

Im Rahmen der Zertifizierung von BAW als kompostierbar oder biologisch abbaubar in Boden wird die Ökotoxizität von BAW für betroffene Organismengruppen überprüft (3.5.1). Je nach Norm und Anwendungsbereich unterscheidet sich der Umfang der Tests. Die Ökotoxizitätsprüfung für Mulchfolien wurde von der EU in einer externen Studie überprüft. Die Ökotoxizitätsprüfungen anderer Normen mit Eintragspfad Boden sollten überprüft und angeglichen werden. Insbesondere für die SN EN Norm 13432 sollte ein harmonisiertes Prüfverfahren zur Überprüfung der Ökotoxizität von BAW entwickelt werden. Zusätzlich sollte die Problematik der Additive stärker berücksichtigt werden (4.4).

Monitoring von nicht abgebauten Partikeln

Der biologische Abbau von BAW ist unter den lokalen Umgebungsbedingungen, die in Umwelt, Heimkompostierung und industrieller Kompostierung vorliegen, nicht immer vollständig (vgl. 3.5.1). Auch wenn die aktuell gültigen Normen überarbeitet werden, können nicht alle lokalen Bedingungen in einem Standardverfahren berücksichtigt werden. Zu berücksichtigen wären u. a. saisonale und regionale Unterschiede, Höhenlagen, Bodenarten, u.v.m. Es muss also damit gerechnet werden, dass sich BAW nicht immer vollständig abbauen oder dass ihr Abbau länger dauert als gemäss Zertifizierung angegeben. Um eine Akkumulation von nicht abgebauten Partikeln zu verhindern, sollte gemäss dem Vorsorgeprinzip der Eintrag minimiert und mittelfristig ein Monitoring von Mikrokunststoffpartikeln (BAW und konventioneller Kunststoff) aufgebaut werden, mit dem Ziel, wenn nötig Richt-, Prüf- und Sanierungswerte in die Verordnung über Belastungen des Bodens (VBBo) aufnehmen zu können. Voraussetzung hierfür ist die Weiterentwicklung und Standardisierung einer entsprechenden Analytik (vgl. Kapitel 5).

Reduktion des Eintrags

Aufgrund der oben erwähnten Abhängigkeit des Abbaus von BAW von den Umgebungsbedingungen und der ökotoxischen Problematik der Additive sollte auch der Eintrag von BAW in die Umwelt minimiert werden. Die im Postulatsbericht Kunststoffe in der Umwelt (Der Bundesrat, 2022) erwähnte Massnahme der Etablierung einer guten Praxis im Umgang mit biologisch abbaubaren Folien geht in diese Richtung.

Ökobilanz

Die Bedingung, dass BAW in nützlicher Frist in der Umwelt oder in biologischen industriellen Prozessen wie Vergärung und Kompostierung abbaubar sein sollen, bedingt i. d. R. eine geringere Langlebigkeit und Stabilität der Produkte. Der Ansatz, Produkte und Verpackungen durch ökologisch vorteilhafte Materialien zu ersetzen und nicht zwingend durch biobasierte oder biologisch abbaubare

Produkte, berücksichtigt diesen Aspekt und fördert den Einsatz von BAW in Bereichen, in denen ihr Einsatz sinnvoll ist.

In der Ausrichtung ihres Umgangs mit BAW und Kunststoffen im Allgemeinen setzt die EU vermehrt auf die Ökobilanzierung von Produkten, Prozessen und Materialien. Dies berücksichtigt die Umweltauswirkungen während des gesamten Lebenszyklus dieser Produkte und Materialien inkl. Rohstoffgewinnung, Herstellung, Transport und Entsorgung. Dieser Grundsatz wurde mit der Änderung des USG vom 15. März 2024 auch in der Schweiz in die Gesetzgebung aufgenommen (Art. 10h, 30d und Art. 35j USG) und in der Ausarbeitung des Postulatsberichts Kunststoffe in der Umwelt (Der Bundesrat, 2022) berücksichtigt. Grundsätzlich deckt dieser Ansatz viele Bereiche ab und ist ein geeignetes Instrument, um Umweltauswirkungen abzuschätzen und zu bewerten. Ökobilanzen sollten jedoch immer im Kontext gesehen und differenziert interpretiert werden (GIZ, 2021). Gerade im Hinblick auf ihre ökotoxikologische Bedeutung, sollten die Auswirkungen von Mikroplastik auf Bodenorganismen, Pflanzen und letztendlich den Menschen sehr hoch gewertet werden, was bei geeignetem Design zu einer besseren Bewertung von BAW gegenüber konventionellem Kunststoff führen könnte.

Oxo-abbaubare Kunststoffe

Da sich oxo-abbaubare Kunststoffe zu Mikropartikeln zersetzen und nicht biologisch abbaubar sind, sind sie in der EU und in der Schweiz verboten (3.4.3).

3.5.3.4 Kommunikation zu BAW

Kennzeichnung von BAW

Durch eine klar geregelte, einheitliche Kennzeichnung sollen in der EU Missverständnisse in Bezug auf die korrekte Entsorgung von BAW vermieden werden. So wäre z. B. die Kennzeichnung von abbaubaren Zigarettenfiltern als biologisch abbaubar verboten, um dem Trugschluss, sie könnten in der Natur oder im Abwasser entsorgt werden, vorzubeugen.

In den aktuellen Rechtsvorschriften der EU (3.4.3.2) sind folgende Ansätze geplant:

- Kennzeichnungsanforderungen für Produkte, die Polymere enthalten:
 - harmonisierte Angaben u.a. zur Materialzusammensetzung
 - einheitliche, leicht verständliche Piktogramme zur korrekten Sortierung und Entsorgung
 - Kommunikation der Umweltauswirkungen bei falscher Entsorgung
- Einheitliche Definition der Begriffe kompostierbar, eigenkompostierbar und biobasiert
- Verbot von nicht eindeutig belegten Umweltaussagen über Kunststoffe inkl. BAW

In der Schweiz gibt es bislang keine gesetzliche Kennzeichnungspflicht für BAW. Es gibt jedoch eine Branchenvereinbarung, BAW-Grünabfallbeutel zur besseren Unterscheidbarkeit mit einem Gitterdruck zu versehen. Das BAFU sprach 2017 eine Empfehlung aus, die Gitterdruck-Kennzeichnung zu standardisieren. Des Weiteren unterstützte es Bestrebungen der Branche, eine klar identifizierbare Kennzeichnung für Produkte zu schaffen, die nicht mit einem Gitterdruck gekennzeichnet werden können (BAFU, 2017). Das privatwirtschaftliche Kompetenzzentrum Swiss Recycle (2024, 2025c) hat für eine Vielzahl von Materialien Piktogramme entwickelt, die den korrekten Entsorgungsweg kommunizieren. Es gibt Empfehlungen heraus zur einheitlichen, harmonisierten und verständlichen Kennzeichnung von Produkten und Verpackungen sowie Darstellung von korrektem Entsorgungsweg, Rezyklierbarkeit und Rezyklatgehalt. Swiss Recycle (2024) berücksichtigt dabei international erarbeitete Empfehlungen und Standards und passt diese

auf die spezifische Situation der Schweiz an. Fehlende Piktogramme können ihnen zur Ausarbeitung gemeldet werden. Die Ausarbeitung einer einheitlichen auf die Entwicklung in der EU abgestimmten Kennzeichnung von BAW könnte in Zusammenarbeit mit Swiss Recycle umgesetzt werden.

Informationspflicht

Zusätzlich zur harmonisierten Kennzeichnung von BAW sind in der EU weitere Massnahmen angedacht, um das Verständnis bzgl. BAW zu fördern (3.4.3.2). Diese beinhalten Sensibilisierungsmassnahmen und eine Pflicht, Endverbraucher zu informieren, für welche Entsorgungswege kompostierbare Verpackungen nicht geeignet sind. In der Schweiz werden allgemeine Informationen zu BAW vom BAFU zur Verfügung gestellt. Bei weitergehenden Informationen wird auf Branchenlösungen gesetzt (3.4.3.1, Swiss Recycle, CbDP).

3.5.4 Massnahmen zum nachhaltigen Umgang mit BAW in der Schweiz

3.5.4.1 Vom Bund angedachte Massnahmen

In der Schweiz wurden mögliche Massnahmen zur Reduktion des Eintrags von Kunststoffen in die Umwelt im Postulatsbericht Kunststoffe in der Umwelt erarbeitet und beschrieben (Der Bundesrat, 2022). Die angedachten Massnahmen orientieren sich an den Entwicklungen in der EU.

Folgende Massnahmen betreffen BAW direkt:

- Entwicklung einer guten Praxis im Umgang mit biologisch abbaubaren Folien
 - Entwicklung einer «Good Plasticultural Practice» zwischen Behörden und Anwenderinnen und Anwendern.
 - Erarbeitung von Empfehlungen durch die Branche für die nachhaltige Verwendung und Entsorgung von Kunststoffen in der Land- und Forstwirtschaft, insbesondere in Bezug auf biologisch abbaubare Mulchfolien.
 - Ausbau der EPR: Verpflichtung, leicht verständliche Gebrauchsanweisungen für BAW (Mulchfolien) mitzuliefern
- Schaffung von Klarheit bezüglich der Verwendung und Kennzeichnung von biologisch abbaubaren Kunststoffen
 - Vermeidung irreführender Kennzeichnungen, z. B. indem Vorgaben zur Kennzeichnung auf Verordnungsstufe von «biobasierten», «biologisch abbaubaren» und «kompostierbaren» Verpackungen und Produkten gemacht werden
 - Nur zulassen von bestimmten Anwendungen für biologisch abbaubare Kunststoffe, bspw. nur dort wo deren Eintrag in die Umwelt nicht vermieden werden kann
 - Nur zulassen von biologisch abbaubaren Kunststoffen, welche einen ökologischen Vorteil gegenüber konventionellen Kunststoffen haben und sich unter inländischen Umweltbedingungen vollständig abbauen.
- Einheitliche Anforderungen und Zielvorgaben für alle Akteure der Verpackungswirtschaft

Folgende im Postulatsbericht Kunststoffe in der Umwelt erwähnte Massnahmen können auf BAW angewandt werden oder ihre Verwendung beeinflussen:

- Anwendungsbeschränkungen bestimmter kunststoffhaltiger Produkte
- Eindämmung von Einwegprodukten aus Kunststoff

- Vermeidung der Freisetzung von Kunststoffgranulaten
- Verminderung der Faserfreisetzung von Textilien
- Ausbau der EPR: (teilweise) Übernahme der Kosten für Entsorgung, Recycling, Sammlung, Reinigungsmassnahmen, Sensibilisierungsmassnahmen durch Handel, Hersteller und Importeure
- Einheitliche Sammlung für Kunststoffabfälle aus Haushalten
- Erfolgskontrolle von Anti-Littering-Massnahmen

Die Autor:innen dieser Studie beurteilen die Auswirkungen der als auf BAW anwendbar aufgeführten Massnahmen wie folgt:

Anwendungsbeschränkungen bestimmter kunststoffhaltiger Produkte sowie **die Eindämmung von Einwegprodukten** aus Kunststoff können BAW auf zwei Arten beeinflussen: falls sich die Einschränkungen auf alle Kunststoffarten beziehen, dann werden Anwendungsfelder für BAW eingeschränkt. Wenn sich das Verbot nur auf nicht abbaubare Kunststoffe bezieht, können sich daraus neue geeignete Anwendungsfelder für BAW ergeben.

Die Punkte **Vermeidung der Freisetzung von Kunststoffgranulaten** resp. **Textilfasern** können auf geeignete Anwendungsfelder für BAW hinweisen. Der **Ausbau der EPR** mit Umlagerung der effektiven Kosten der Kunststoffverwendung auf Handel, Hersteller und Importeure dürfte in geeigneten Bereichen ebenfalls die Entwicklung unproblematischer und unter Umgebungsbedingungen biologisch abbaubarer Materialien fördern.

Eine **einheitliche Sammlung von Kunststoffabfällen aus Haushalten**, die auch BAW beinhaltet, könnte in zwei Richtungen gehen:

1. Sammlung von BAW-Materialien, die zur Kompost-/Gärgutbildung beitragen (stoffliche Verwertung durch organisches Recycling), und daher in Grüngutanlagen verarbeitet werden sollen,
2. Sammlung von BAW-Materialien, die zur Wiederverwendung als Sekundärrohstoffe aufbereitet werden sollen (stoffliche Verwertung durch werkstoffliches Recycling).

In beiden Fällen lohnt sich dies nur, wenn homogene Materialien in genügend grossen Mengen anfallen (vgl. 3.5.3.2, Verwertung). Darauf könnte durch gesetzliche Vorgaben oder Branchenvereinbarungen hingearbeitet werden. Zum jetzigen Zeitpunkt und in Anbetracht des aktuellen Marktanteils von BAW wären diese Massnahmen nicht zielführend.

3.5.4.2 Weiterführende Massnahmen

Aufgrund der Ergebnisse dieser Studie ergeben sich folgende Handlungsfelder für weiterführende Massnahmen, die zur Regulierung von BAW angewandt werden können. Einzelne Punkte thematisieren auch die Regulierung von konventionellen Kunststoffen, sofern sie sich auf die Verwendung von BAW auswirken.

Anforderungen an das Produktdesign von BAW

- Erarbeitung von einheitlichen Anforderungen an sichere und nachhaltige BAW, Schaffung eines klaren Rechtsrahmens

Anwendungsbereiche für BAW

- Verwendung von BAW in Bereichen, in denen der Eintrag von Kunststoff in die Umwelt nicht verhindert werden kann

- Anwendungen, die für eine Verwertung in Grüngutanlagen vorteilhaft sind (s. *Verwertung von BAW*)
- Materialien mit einer besseren Ökobilanz als Alternativen zu konventionellem Kunststoff unter besonderer Berücksichtigung der Umweltauswirkungen und Ökotoxizität von Mikroplastik
- Düngemittel: nach Übergangszeit Streichung der Möglichkeit, Düngemittel, die biologisch nicht abbaubare Polymere enthalten, bewilligen zu lassen
- Mikropartikel in Anwendungen, in denen nicht auf sie verzichtet werden kann

Verwertung von BAW

- Berücksichtigung der Nutzungsaspekte von BAW für die Verwertung: BAW sollen nur dann in Grüngutanlagen verwertet werden, wenn ein Nutzen gegeben ist für:
 - die Logistik (z. B. vermehrte Sammlung von Lebensmittelabfällen),
 - die Verwertungstechnologie (z. B. erhöhte Biogasproduktion) oder
 - die Produkte (z. B. Erhöhung Nährstoffe in organischen Recyclingdüngern) nützlich sind.
- Falls BAW werkstofflich rezykliert werden sollen: Verwendung von wenigen häufig verwendeten Werkstoffen
- BAW, die nicht in die oben genannten Kategorien fallen: energetische Verwertung in der KVA

Förderung von BAW

- Schaffung eines klaren Rechtsrahmens für BAW
- Anreize und Zielvorgaben schaffen für umweltverträgliche BAW
- Rahmenbedingungen schaffen für nachhaltiges Design, umweltgerechte Verwertung, klare Kommunikation
- Förderung gezielter Branchenvereinbarungen im Bereich BAW
- Förderung der Entwicklung von BAW in umweltrelevanten Bereichen
- Indirekte Förderung von BAW durch vermehrte Anwendung der EPA auf Kunststoffe
- Indirekte Förderung von BAW durch Massnahmen zum ressourcenschonenden Umgang mit Kunststoffen z. B. im Rahmen des Aktionsplans Grüne Wirtschaft (BAFU, 2020b)

Vermeidung einer Umweltbelastung durch BAW

- Gute Praxis auch bei der Anwendung von BAW; wo möglich, Reduktion des Eintrags in die Umwelt
- Überarbeitung bestehender Normen unter stärkerer Berücksichtigung realer Prozessbedingungen resp. regionaler Umweltbedingungen
- Erarbeitung weiterer Normen zur Prüfung und Zertifizierung von BAW in den Bereichen
 - Ökotoxizität von industriell kompostierbaren BAW, z. B. durch Additive
 - BAW mit Eintragspfad Boden, die über das Anwendungsfeld Mulchfolien hinausgehen (z. B. Anwendungen aus Land- und Forstwirtschaft und Weinbau)

- BAW in Heimkompost, die über das Anwendungsfeld Tragtaschen hinausgehen und verschiedene Arten der Heimkompostierung berücksichtigen; [eine Übersicht über verschiedene Methoden der Heimkompostierung ist im Quickstart Guide to Successful Composting der ZHAW (2024) gegeben.]
 - Ggf. Vergärung von BAW ohne aerobe Stabilisierungsphase (Kompostierung)
 - Ggf. Anforderungen an Additive für BAW mit Eintragspfad Boden
- Regelmässige Prüfung und, wenn nötig, Anpassung der Prüfprotokolle
- Harmonisierte, vergleichbare Zertifizierungen und Labels, die auf anwendungsspezifischen Normen aufbauen
- Einschränkung problematischer Additive
- Erweiterung der Datenlage zu Umweltauswirkungen von BAW mit dem Ziel, Grenzwerte für Mikrokunststoffpartikel (BAW und konventioneller Kunststoff) in Böden und Gewässern festzulegen
- Erweiterung der Datenlage zur Abbaubarkeit von BAW unter effektiven Bedingungen, Monitoring von nicht abgebauten (Mikro)-partikeln unter verschiedenen Bedingungen
- Anwendung der EPR auf BAW
- Einschränkung der Nutzung von BAW, bei denen eine Gefährdung von Umwelt und Mensch nicht ausgeschlossen und deren Eintrag in die Umwelt nicht verhindert werden kann

Kommunikation zu BAW

- Harmonisierte Definition der Begriffe biobasiert, biologisch abbaubar, kompostierbar, heimkompostierbar entsprechend der EU-Regulationen
- Einheitliche und leicht verständliche Kennzeichnung, z. B. Piktogrammen, die den Entsorgungsweg anzeigen
- Sensibilisierungsmassnahmen, z. B. Informationen zu Umweltauswirkungen bei falscher Entsorgung
- Verbot von nicht eindeutig belegten Umweltaussagen

4 Gruppierung und Charakterisierung von BAW

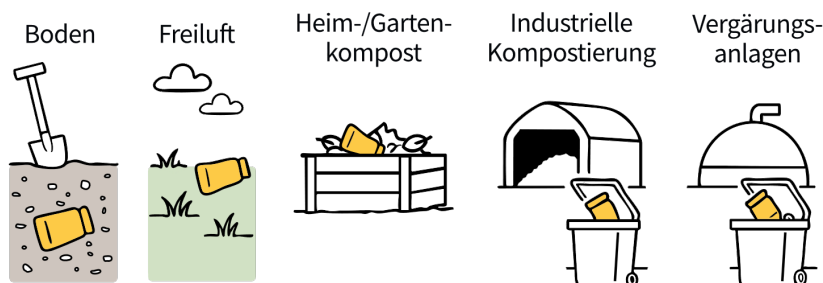
Ziel dieses Kapitels ist es, eine strukturierte **Gruppierung** und **Charakterisierung** für BAW zu entwickeln, die als Entscheidungsgrundlage für verschiedene Akteure wie Händler, Produzenten, Entwickler und Verwertungsanlagen dient.

4.1 Gruppierung von BAW: Das Kapitel stellt eine praxisnahe, mehrdimensionale Systematik zur Gruppierung biologisch abbaubarer Materialien und Produkte vor, die unterschiedliche Kriterien und Perspektiven integriert und als Grundlage für zukünftige Bewertungen von Umweltrelevanz und Abbaubarkeit dient.

Im Mittelpunkt der anschliessenden **Charakterisierung** steht dabei die Frage, unter welchen Bedingungen BAW in der Umwelt tatsächlich abgebaut werden – und inwiefern sie dabei eine ökologische Belastung darstellen können. Die folgenden Abschnitte beleuchten dafür drei zentrale Aspekte:

4.2 Eintragspfade in die Umwelt: In welchen Mengen und auf welchen Wegen gelangen konventionelle Kunststoffe in verschiedene Umweltkompartimente? Und besteht Substitutionspotenzial durch BAW?

4.3 Biologische Abbaubarkeit: Wie schnell und unter welchen Bedingungen werden BAW abgebaut: in unkontrollierten (Boden, Freiluft) oder kontrollierten Bedingungen (industrielle Kompostierung und Vergärung)?



4.4 Umweltrelevanz: Zeigen die Materialien potenziell ökotoxikologische Wirkungen, bevor sie vollständig abgebaut sind?

Diese Informationen bilden gemeinsam die Basis für die **Datenbank** (Abschnitt 4.5) und letztendlich für die **Bewertung** (4.6) und damit Entwicklung fundierter Empfehlungen zum Einsatz von BAW – etwa welche Produkte gefördert, reguliert oder vermieden werden sollten.

4.5 Datenbank: Die Ergebnisse der Literaturrecherche fliessen in eine Datenbank ein.

4.6 Bewertung: Die Bewertungsmethode dient zur Einschätzung der Umwelteinflüsse von BAW-Materialien in Produkten anhand der von Eintrag (Rückholfähigkeit und Verlustrisiko), Abbaubarkeit und Ökotoxikologie.

4.1 Gruppierung von BAW

Das Kapitel präsentiert eine anwendungsorientierte, vielseitige Systematik zur Einordnung biologisch abbaubarer Materialien und Produkte, die verschiedene Bewertungskriterien und Perspektiven berücksichtigt und als Basis für zukünftige Bewertungen der Umweltrelevanz und Abbaubarkeit dient.

4.1.1 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wird eine umfassende Gruppierung von Materialien und Produkten vorgestellt, die verschiedene Perspektiven berücksichtigt – von Produktentwicklung über Konsum bis zur Verwertung. Da in der Literatur keine einheitliche und vollständige Klassifikation vorliegt, wurde eine neue Systematik erarbeitet, die sowohl Produktebene (Anwendungskontext) als auch Materialebene (stoffliche Eigenschaften) umfasst.

Die Gruppierung berücksichtigt vielfältige Kriterien wie Materialart, Form, Wiederverwendbarkeit, Verschmutzungsgrad, visuelle Erkennbarkeit, Abbaurate und biogenes Potenzial. Durch die Einbindung von Rückmeldungen aus der Praxis konnte die Systematik praxisnah und anwendungsorientiert gestaltet werden. Besonders cellulose- und stärkebasierte Materialien bilden grosse Gruppen, die für eine gezielte Beurteilung feinere Klassierungen benötigen.

Die Abklärungen zeigen, dass eine differenzierte, mehrdimensionale Systematik nötig ist, um die komplexen Eigenschaften von BAW-Produkten abzubilden. Die erarbeitete Gruppierung bildet eine Grundlage für künftige vergleichende Bewertungen zu Eintragspfaden, Abbaubarkeit und Umweltrelevanz und unterstützt sowohl wissenschaftliche Untersuchungen als auch politische Entscheidungen.

4.1.2 Einleitung

Die Gruppierung von BAW-Produkten kann je nach Fokus unterschiedlich ausfallen. Je nachdem, ob Produktentwickler, Konsumenten oder Verwerter im Mittelpunkt stehen, können unterschiedliche Eigenschaften relevant sein, die eine angepasste Gruppierung erfordern.

BAW-Materialien werden in der Literatur bereits auf verschiedene Weise kategorisiert. Unterschiede in den Bezeichnungen und den Gruppierungskriterien erschweren jedoch die Vergleichbarkeit. Zudem wurde in der Literaturrecherche keine vollständige, systematische Übersicht gefunden. Um diese Lücke im Grundlagenverständnis zu schliessen, wird in diesem Kapitel eine umfassende Gruppierung auf Basis verschiedener Quellen erstellt.

Ziel dieser Gruppierung ist es, eine Datenbasis zu schaffen, die es ermöglicht, Produkte und Materialien gezielt in Hinblick auf Eintragspfade, Abbaubarkeit und Umweltrelevanz (Abschnitte 4.2 bis 4.4) abzufragen und vergleichend zu bewerten.

4.1.3 Methode

Für die Gruppierung auf Produktebene wurden in einem ersten Schritt die Produkte aus der Akteur-Recherche (2.4.1) sowie dem Rücklauf der Umfrage (2.4.2) in die Kategorisierung von Baier et al., 2016, migriert. Anhand der Produkte, die auf diese Weise nicht oder nur unzureichend abgebildet werden konnten, wurden weitere Faktoren identifiziert, die in die Systematik einfließen sollten.

Ergänzend zu den im Rahmen der Recherche und Umfrage identifizierten Produkten wurden aus Bauchmüller et al. (2021) diejenigen Produkte übernommen, die nicht vorrangig in aquatischen

Umgebungen auftreten. Für diese Produkte wurden bislang keine Akteure in der Schweiz identifiziert, die an der vorliegenden Studie teilnehmen.

Im zweiten Schritt wurde eine Literaturrecherche zur Gruppierung auf Materialebene durchgeführt. Die in der Umfrage erhobenen Materialangaben (Kapitel 2) wurden konsistent mit etablierten Klassifizierungssystemen abgeglichen und eingeordnet.

Parallel wurde eine Datenbank (4.5) erstellt, in welche die Ergebnisse der Literaturrecherche zu Produkten, Eintragspfaden, Abbaubarkeit und Umweltrelevanz eingetragen wurden.

4.1.4 Ergebnisse

Um den Eintrag und das Verhalten von BAW in der Umwelt differenziert bewerten zu können, wurde die Gruppierung zweistufig vorgenommen:

- Auf **Produktebene** (Abschnitt 4.1.4.1) steht der Anwendungskontext im Fokus – dieser beeinflusst massgeblich, ob und wie BAW in die Umwelt gelangen.
- Auf **Materialebene** (Abschnitt 4.1.4.2) werden die stofflichen Eigenschaften betrachtet, die entscheidend für Abbauverhalten und Umweltwirkung sind.

Beide Ebenen bilden gemeinsam die Grundlage für die spätere Charakterisierung hinsichtlich Eintragspfaden, Abbaubarkeit und Umweltrelevanz.

4.1.4.1 Gruppierung der Produkte

Die Gruppierung von BAW-Produkten wurde im Rahmen dieser Studie im Vorfeld theoretisch festgelegt und entwickelte sich danach schrittweise aus der Praxis. Im Zentrum stand dabei die Auswertung der Umfrageergebnisse (Kapitel 2). Auf Basis dieser Rückläufe wurden bestehende Kategorien überprüft und angepasst. Zudem konnten weitere zentrale Kriterien abgeleitet werden, die künftig in eine strukturierte Datensammlung einfließen können.

Die Überlegungen, welche Faktoren mit in die Gruppierung einfließen können und als Kriterium einer Datensammlung geprüft werden sollten, ergaben:

- **Material:** aus welchem oder welchen Materialien besteht das Produkt?
- **Festigkeit:** hart oder weich (Baier et al., 2016)
- **Form/Dimension:** flächig oder stückig (Baier et al., 2016)
- **Wiederverwendbarkeit:** Einweg oder Mehrweg
- **Zertifizierung/Label:** hat das Produkt eine Zertifizierung, welche? Oder aus welchen Gründen erfüllt das Produkt die Anforderungen an ein Label nicht?
- **Verschmutzung:** ist das Produkt nach Gebrauch verschmutzt und wenn ja, womit? Hat die Verschmutzung negativen Einfluss, z. B. auf die Hygiene (Hundekotbeutel, Windeln) oder die Verwertbarkeit?
- **Abbaurate:** einige Anwendungen verlangen einen langsamen Abbauprozess, z. B. Geotextil, Mulchfolie (vgl. Abschnitt 4.3.2.3).
- **Visuelle Erkennbarkeit:** Baier et al., 2016, haben bereits das Kriterium «visuell gekennzeichnet» verwendet. Darüber hinaus ist jedoch wichtig, dass ein Produkt auch unterscheidbar und erkennbar ist. Z. B. ist eine gekennzeichnete KaffEEKapsel für den Anlagenbetreiber nicht automatisch unterscheidbar von einer herkömmlichen Kapsel.

- **Detailgrade der Kategorisierung (Kategorietiefe):** z. B. Überkategorie «Geschirr» → Unterkategorie «Teller», «Becher», «Besteck»
- **Mengen:** zu welchen Mengen fällt das Produkt an?
- **Position in der Wertschöpfungskette:** Rohstoff, Halbfabrikat, Endprodukt etc.
- **Anwendungsbereich:** z. B. Gastronomie, Bau, Landwirtschaft etc.
- **End-of-Life-Zieloptionen:** Recycling, Heim- und Gartenkompost, industrieller Kompost, Vergärung
- **Zwangsläufiger Eintrag in die Natur:** Das Produkt oder Teile davon gelangen zwangsläufig in die Natur, z. B. Abrieb von Schuhsohlen, Abrieb von Kehrmaschinen.
- **End-of-Life Worstcase-Szenario:** Littering, falsche Entsorgung, teilweiser Abbau etc. Wie gross ist die Wahrscheinlichkeit, dass das Produkt direkt oder indirekt in die Umwelt gelangt?
- **Biogenes Potenzial:** Einerseits soll Grüngut möglichst unbelastet, d. h. frei von Fremdstoffen, sein. Auf der anderen Seite sollen aber auch möglichst wenig Nährstoffe und Kohlenstoff aus biogenen Wertstoffen verloren gehen, in dem sie über die energetische Verwertung dem Stoffkreislauf entzogen werden. Produkte wie Teebeutel oder Kaffeekapseln/-Pads beinhalten wertvolle Biomasse, welche nach den aktuellen Empfehlungen nur energetisch verwertet wird, nicht aber stofflich oder – bei falscher Entsorgung von regulären Verpackungen – das Grüngut belasten. Zukünftige EU-Regulierungen sehen vor, dass solche Produkte aus BAW bestehen müssen.
- **Modifizierte Materialien:** die Abbaubarkeit modifizierter Biopolymere muss immer wieder neu nachgewiesen werden, da Additive die biologische Abbaubarkeit beeinflussen können.
- **Mögliche Problematik:** aus Sicht unterschiedlicher Akteure

Die Gewichtung der einzelnen Kriterien variiert stark in Abhängigkeit von der jeweiligen Perspektive. Eine nicht abschliessende Übersicht nach Hersteller/Entwickler, Handel, Konsument und Verwerter findet sich in Anhang A7, Tabelle 49.

Wirtschaftliche Statistiken klassieren herkömmliche Kunststoffe in vier Sparten: i) Platten, Folien, Schläuche, Profile; ii) Verpackungsmittel; iii) Baubedarfsartikel sowie iv) sonstige Kunststoffwaren (Dispan & Mendler, 2020).

Diese Einteilung stimmt mit der «Nomenclature générale des activités économiques» (NOGA) überein, einer fünfstufigen Nomenklatur zur Klassifikation wirtschaftlicher Tätigkeiten in der Schweiz. Die NOGA ermöglicht es, Unternehmen anhand ihrer Haupttätigkeit statistisch zu erfassen und in kohärente Gruppen einzuordnen. Eine mögliche Herangehensweise ist, die Gruppierung abbaubarer Kunststoffe nicht nur nach ökologischen und technologischen Kriterien vorzunehmen, sondern sie auch mit bewährten statistischen Klassifikationen in Einklang zu bringen. Die Kategorien von Gummi- und Kunststoffwaren finden sich in Anhang A8, Tabelle 50. Die hier verwendeten Kategorien decken wiederum einen Teil der Produkte ab.

Die Industrievereinigung Kunststoffverpackungen kategorisiert Kunststoffpackmittel in Verpackungsfolien; Beutel, Tragetaschen, Säcke; Becher, Dosen, Kisten, Steigen, Paletten; Flaschen (Flaschen PET, Flaschen andere Kunststoffe); Verschlüsse; Fässer, Kanister, Eimer; Sonstige; sowie Agrarkunststoffe in Mulchfolien, Vliese, Lochfolie, Spargelfolie, Pressegarne und Rundballennetze (IK, 2024).

4.1.4.2 Kategorisierung auf Materialebene

Auf Materialebene finden verschiedene Kategorisierungen Anwendung. Unterschiede in den Bezeichnungen und verschiedene Gruppierungen erschweren dabei die Vergleichbarkeit.

Zudem wurde in der Literaturrecherche keine vollständige Übersicht gefunden. Um diese Lücke im Grundlagenverständnis zu schliessen, wurde in diesem Abschnitt auf Basis verschiedener Quellen (insb. Briassoulis, 2004; Kumar & Thakur, 2017; Samir et al., 2022; „Stärkeblend“, 2023) eine vollständigere Übersicht erstellt, welche die gebräuchlichen BAW (und häufig genannte Modifikationen) einordnet (Abbildung 7). Zur besseren Einordnung der Begriffe Blend, Compound und Komposit, die im Folgenden wiederholt verwendet werden, zeigt Abbildung 8 eine erläuternde Grafik zu deren Unterscheidung. Für die beiden Materialgruppen stärkebasierte BAW und cellulosebasierte BAW wurde eine weitere Kategorisierung vorgenommen (Abbildung 9, Abbildung 10).

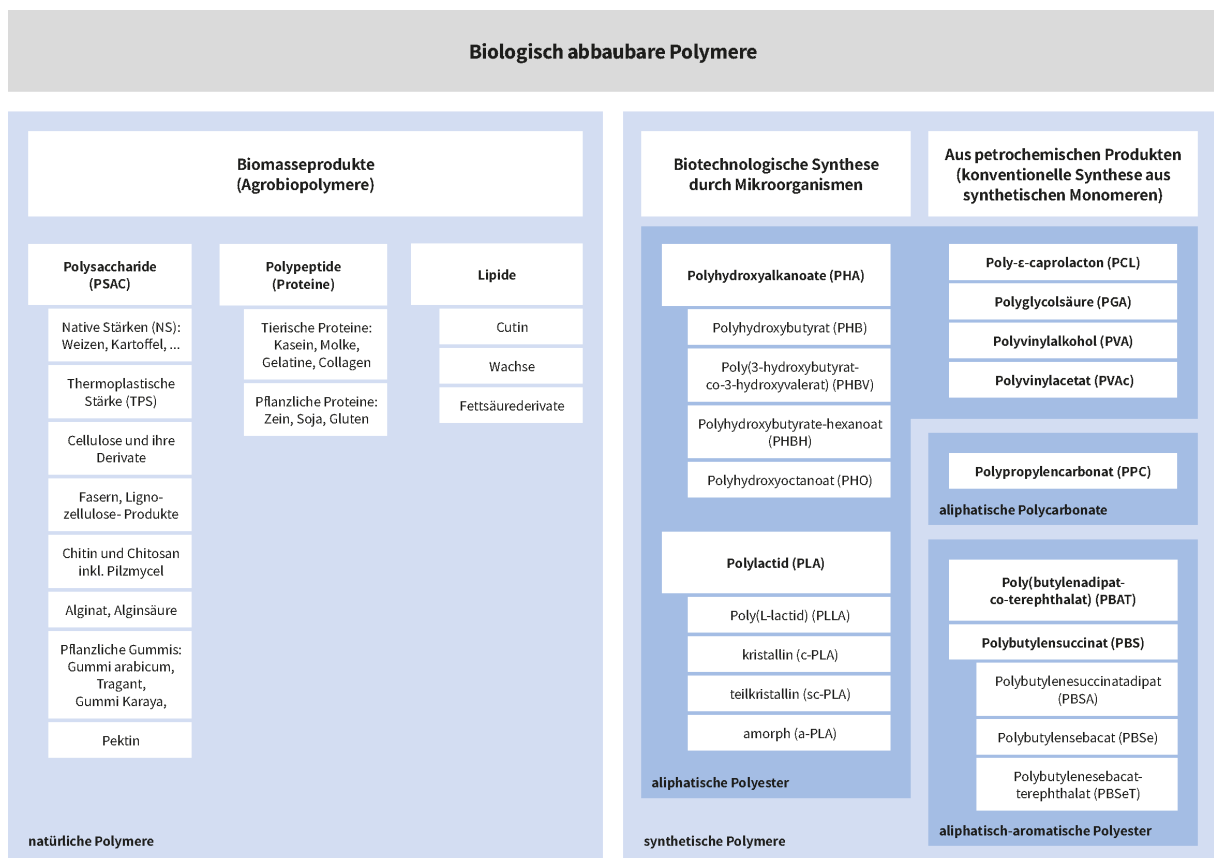


Abbildung 7: Systematische Einordnung biologisch abbaubarer Polymere anhand ihrer Herkunft und Syntheseroute. Unterschiede innerhalb einzelner Polymergruppen, z. B. hinsichtlich des Kristallinitätsgrades bei PLA, werden aufgeführt, sofern entsprechende Bezeichnungen in der Literatur gebräuchlich sind.

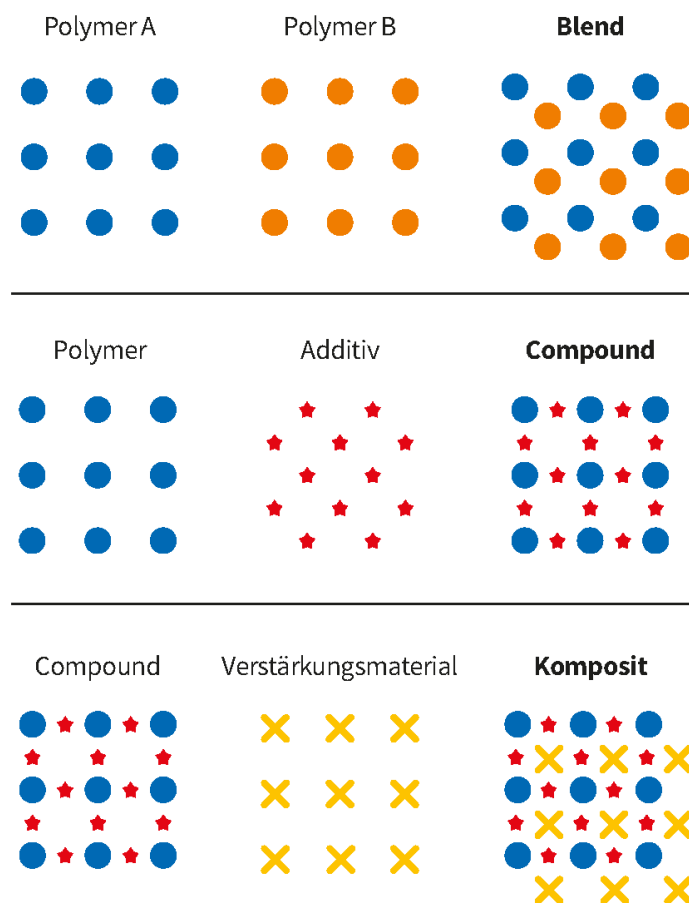


Abbildung 8: Schematische Darstellung der Unterschiede zwischen Blend, Compound und Komposit. Blend: Mischung zweier Polymere (Polymer A und Polymer B). Blends beinhalten meist auch Additive (nicht dargestellt). Compound: Kombination eines Polymers mit einem Additiv. Komposit: Verbindung eines Compounds mit einem Verstärkungsmaterial zur Erzeugung eines Komposits.

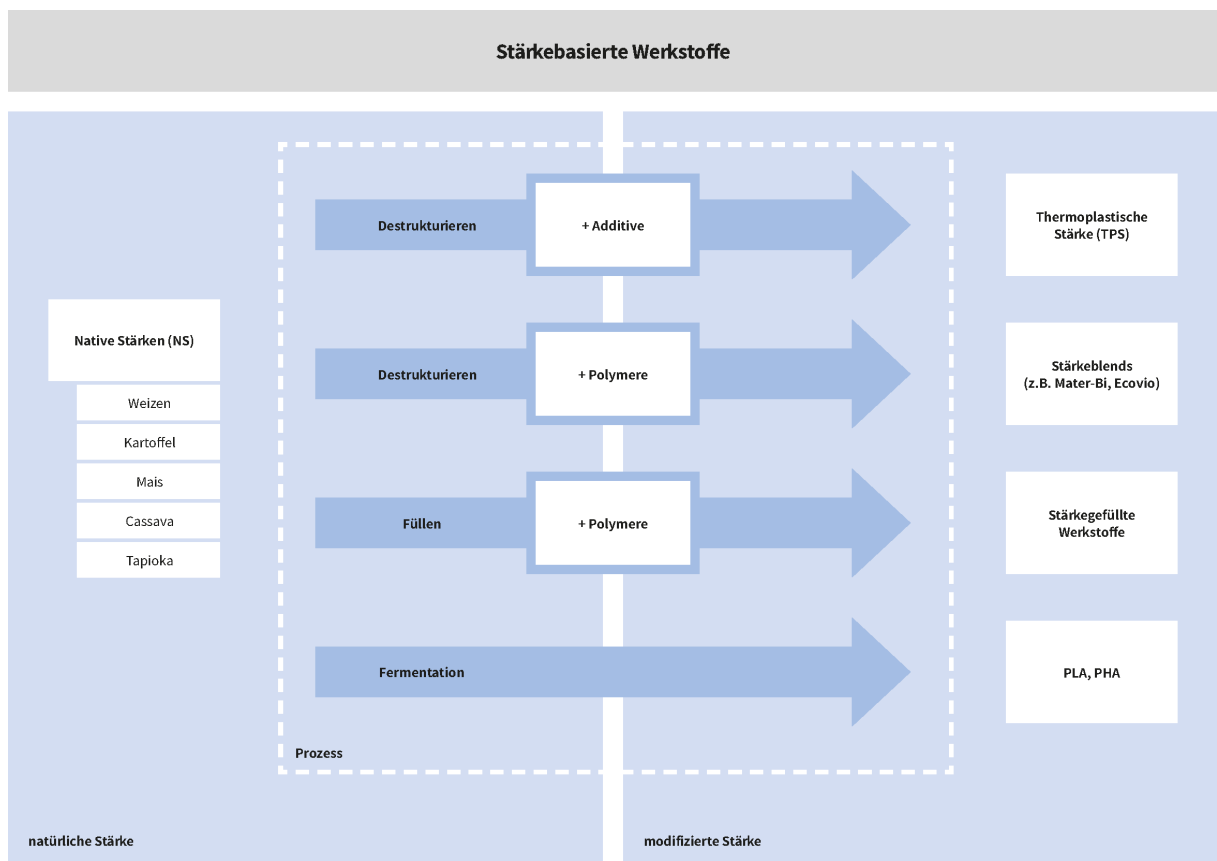


Abbildung 9: Schema der stärkebasierten BAW. Basierend auf dem Verarbeitungsprozess sowie den eingesetzten Additiven oder weiteren Polymeren entstehen Stoffe, die sich in ihrem Verhalten deutlich unterscheiden können.

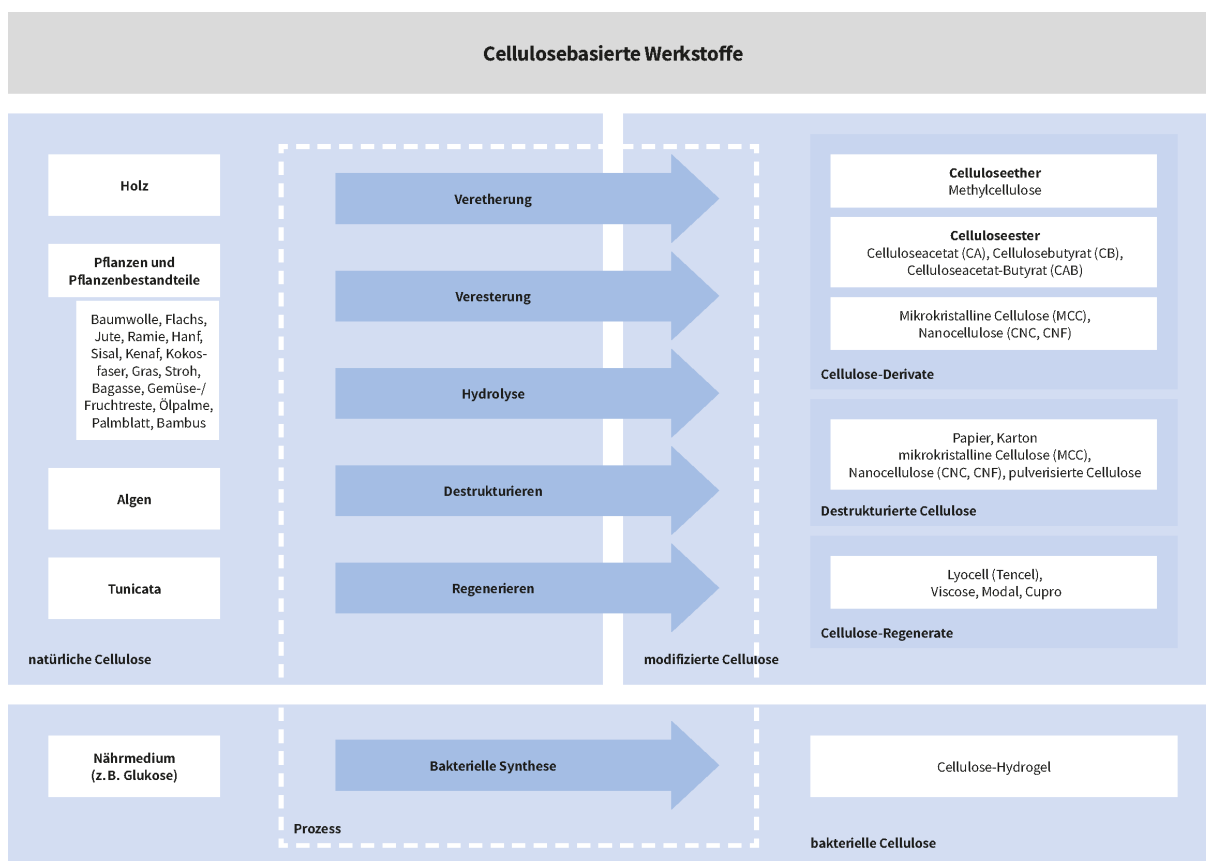


Abbildung 10: Schema der cellulosebasierten BAW. Je nach eingesetztem Prozess entstehen Werkstoffe mit deutlich unterschiedlichem Verhalten und Eigenschaften.

4.1.5 Diskussion

Die Untersuchung zur vorliegenden Gruppierung von BAW-Produkten und -Materialien zeigt, dass eine einheitliche Systematik bislang fehlt und die Vergleichbarkeit zwischen verschiedenen Quellen und Anwendungen erschwert ist. Die Analyse hat bestätigt, dass sowohl auf Produkt- als auch auf Materialebene unterschiedliche Perspektiven – etwa von Produktentwicklern, Konsumenten oder Entsorgungsakteuren – zu divergierenden Klassifikationsansätzen führen.

Die zweistufige Herangehensweise dieser Studie, die sowohl die Anwendungskontexte als auch die stofflichen Eigenschaften berücksichtigt, ermöglicht eine differenzierte Betrachtung der Umweltrelevanz von BAW. Besonders hervorzuheben ist, dass die Gruppierung nicht nur auf bestehenden Klassifikationen basiert, sondern durch Rückmeldungen aus der Praxis erweitert und angepasst wurde. Dadurch konnte eine realitätsnahe und anwendungsorientierte Systematik zur Gruppierung von BAW-Produkten und -Materialien entwickelt werden.

Ein zentrales Ergebnis ist, dass zahlreiche zusätzliche Kriterien – wie Wiederverwendbarkeit, Verschmutzungsgrad, visuelle Erkennbarkeit oder biogenes Potenzial – für eine fundierte Bewertung von BAW-Produkten relevant sind, in bisherigen Klassifikationen jedoch kaum berücksichtigt wurden. Diese Kriterien sind insbesondere für die spätere Bewertung von Eintragspfaden, Abbaubarkeit und Umweltwirkungen entscheidend.

Die Einbindung etablierter wirtschaftsstatistischer Klassifikationen (z. B. NOGA, Zolltarifnummer) könnte langfristig die Integration von BAW in bestehende Stoffstromanalysen und politische Regulierungen erleichtern.

Gleichzeitig zeigt sich, dass die Dynamik im Bereich bioabbaubarer Materialien – etwa durch neue Modifikationen oder regulatorische Entwicklungen – eine kontinuierliche Aktualisierung der Gruppierung erforderlich macht. Die entwickelte Datenbank (Abschnitt 4.5) sowie die Bewertung (Abschnitt 4.6) bieten hierfür eine geeignete Grundlage, um neue Erkenntnisse systematisch zu integrieren und die Vergleichbarkeit in Zukunft zu gewährleisten.

Insgesamt verdeutlicht die Analyse, dass eine differenzierte, mehrdimensionale Gruppierung notwendig ist, um die Komplexität von BAW-Produkten adäquat abzubilden. Die hier entwickelte Systematik stellt einen wichtigen Beitrag zur Schaffung einer belastbaren Datenbasis dar, die sowohl für wissenschaftliche Analysen als auch für politische Entscheidungsprozesse genutzt werden kann.

4.2 Eintragspfade in die Umwelt

Zur Bewertung des Substitutionspotenzials von konventionellen Kunststoffen durch BAW wurde der Eintrag in Bezug auf die Eintragspfade und Rückhaltemechanismen und Haupteintragsquellen nach Sektoren, Anwendungen und Polymergruppe analysiert.

4.2.1 Zusammenfassung

Die Analyse der Eintragspfade von Kunststoffen in die Umwelt mit Fokus auf den Boden erfolgte mit dem Ziel, Potenziale für die Substitution konventioneller Kunststoffe durch BAW zu identifizieren. Dabei wurde drei zentralen Schwerpunkten nachgegangen, um zu ermitteln wo, wie viel und welche kunststoffhaltigen Produkte besonderen Substitutionsbedarf durch BAW aufweisen.

1. Über welche Eintragspfade gelangen konventionelle Kunststoffe in den Boden? Finden die Freisetzungen diffus oder punktuell und mit geringer oder ohne Rückhaltemöglichkeit (Eintrag) statt?

In diesem Abschnitt wurden Mikro- und Makroplastik zu Kunststofffreisetzungen untersucht. Während bei der grossen Mehrheit aus dem Strassen-, Gebäude- und Haushaltssektor Mikroplastikfreisetzungen anfallen, finden sich in den Sektoren Landwirtschaft und Gartenbau auch eine Vielzahl von Makroplastikeinträgen. Den Untersuchungen ist zu entnehmen, dass diffuse Freisetzungs- und Eintragspfade einen wesentlichen Anteil der Kunststoffeinträge ausmachen. Während punktuelle Freisetzungen durch technische Rückhaltemechanismen (z. B. Filter, Kläranlagen) teilweise zurückgehalten werden können, stellen diffuse eine besondere Herausforderung dar. Dazu zählen etwa Littering, Abrieb von Reifen oder Gebäudefassaden. Auch die Ausbringung von Gärgut oder Kompostdünger in der Landwirtschaft ist als diffuser Eintrag zu werten: Obwohl der Ort der Anwendung bekannt ist, erfolgt der Eintrag flächenhaft und ohne Rückhaltemöglichkeit direkt in das Umweltkompartiment Boden. Diese Form des Eintrags ist besonders kritisch, da sie schwer rückverfolgbar und in der Regel irreversibel ist. Da die Landwirtschaft sehr nahe an und in den Umweltkompartimenten operiert, erfolgen die Eintragungen direkt und mehrheitlich unwiderruflich. Es wird empfohlen, bei solchen Anwendungen einen Fokus auf Regulierung und Substitution zu setzen. Mengenmässig zeigt sich in der Landwirtschaft ein Ersatz von Kunststoffbindern, Vliesen und Agrarfolien als wichtiger Ansatzpunkt.

2. Welche Sektoren und Anwendungen tragen zu erhöhtem Eintrag bei?

In Bezug auf die Haupteintragsquellen (siehe Tabelle 9) ist zu erkennen, dass die meisten Kunststofffreisetzungen im Zusammenhang mit Strassen entstehen. Dazu gehören die Abriebe von Reifen, Schuhsohlen, Fahrbahnmarkierungen und Kehrmaschinenbürsten. Es folgen Littering und Freisetzungen, die rund um den Bau, den Abbruch und die Nutzung von Gebäuden und Sport-/Spielplätzen entstehen. Freisetzungen in der Landwirtschaft, aus Haushalten und Industrie-/Gewerbe setzen die Liste fort. Die Schwierigkeit im Vergleich dieser Hauptfreisetzungsquellen liegt in der mit Unsicherheit behafteten Unterscheidung zwischen Freisetzung und Eintragung von Kunststoffen. Es ist nicht abschliessend geklärt, wie viel der freigesetzten Mengen effektiv in die Umweltkompartimente gelangen, bzw. wo und wie Rückhaltemechanismen effizient eingesetzt werden können.

3. Welche Polymergruppen werden besonders oft eingetragen?

Zur Weiterentwicklung des Umgangs mit Kunststofffreisetzungen in die Umwelt braucht es mehr Kenntnisse zur mengenmässigen Eintragung unterschiedlicher Polymertypen. Hierzu bestehen noch zu grosse Unsicherheiten, um im Rahmen dieser Arbeit eine klare Aufteilung vorzunehmen. Bei

Freisetzungen im Zusammenhang mit Strassen stehen die Polymere aus Reifen (Gummi), Schuhsohlen (div.), Fahrbahnmarkierungen (div.) und Kkehrbürsten (Polypropylen (PP), Polystyrol (PS), Polyamid (PA)) im Zentrum. In der Landwirtschaft kommen viele Produkte aus Polyethylen (PE) und PP zum Einsatz, wobei Textilien und Folien die höchsten Einträge ausmachen. Es entstehen zudem hohe Kunststoffeinträge durch diffuse Eintragungen wie Littering und verunreinigten Kompost. Polyethylenterephthalat (PET), welches gemäss Kawecki und Nowack (2019) hierbei den höchsten Anteil der von ihnen untersuchten Kunststoffe ausmacht, wird mehrheitlich über Littering eingetragen.

4.2.2 Einleitung

Kenntnisse über eingetragene Mengen, Polymertypen, Freisetzungsquellen und Akkumulationen von bioabbaubaren und konventionellen Kunststoffen sind massgebend für deren Abklärung zur Umweltrelevanz im Boden. Dieser Abschnitt stützt sich auf Forschungsergebnisse aus nationaler sowie internationaler Forschung und zeigt auf, wo, wie viel und welche konventionellen Kunststoffe besonderen Substitutionsbedarf durch BAW aufweisen.

Im ersten Abschnitt wird die grundlegende Charakteristik von Eintragspfaden erläutert (4.2.4.1). Danach werden die Eintragsmengen nach Sektoren und Anwendung (4.2.4.2) sowie nach Polymergruppen (4.2.4.3) beleuchtet, um die Dringlichkeit und das Potenzial des Ersatzes von konventionellem Kunststoff durch BAW abzuschätzen. Hierfür stützt sich dieser Bericht auf bestehende Modellierungen verschiedener Eintragspfade. Da der Eintrag von Kunststoff in die Umwelt komplex ist, können weder die Freisetzungsquellen noch die eingetragenen Mengen und die Akkumulationen im Umweltkompartiment Boden absolut erfasst werden.

Bauchmüller et al. (2021) beschreiben, wie Substitutionen konventioneller Kunststoffe mit BAW aussehen können. Nicht alle BAW eignen sich aufgrund ihrer Materialeigenschaften als Alternative zu bestehenden Produkten und Anwendungen aus konventionellen Kunststoffen. Das Aufführen von «Substitutionspartnern», also z. B. ein Eins-zu-eins-Austausch von PE mit PBAT, scheint hierbei kaum möglich. Ist jedoch von Substitutionsbedarf die Rede, wird der Ersatz auf Produkt- anstatt Materialebene verstanden.

4.2.3 Methode

In einem ersten Schritt wurde der aktuelle Stand zu den Stoffströmen von konventionellen Kunststoffen aus der wissenschaftlichen Literatur tabellarisch zusammengetragen und in einer Datenbank (Kapitel 4.5) erfasst. Dabei wurden Studien priorisiert, welche die Situation in der Schweiz modellieren und sich nicht auf Daten anderer Länder abstützen. Dies war jedoch nicht durchgängig möglich, da die Datenlage zu Kunststofffreisetzungen in der Schweiz noch nicht gänzlich erarbeitet wurde. So wurden Berechnungen von Erny et al. (2020) verwendet, welche für die Quantifizierung der Kunststofffreisetzungen auf Zahlen aus Deutschland zurückgegriffen haben.

Für einige wenige Anwendungen in der Landwirtschaft wurden im Abschnitt Eintragsmengen nach Polymergruppe (4.2.4.3) die Mengenangaben von Bertling et al. (2021) von Deutschland auf die Schweiz umgerechnet. Der Faktor aus dem Verhältnis der Ackerflächen von Deutschland und der Schweiz wurde auf rund 0.024 festgelegt ($276'496 \text{ ha Ackerfläche Schweiz} / 11'657'000 \text{ ha Ackerfläche Deutschland}$). Dabei wurden die Annahmen getroffen, dass die Agrarpraxis, die Kulturen und der Anteil Biolandwirtschaft Deutschlands vergleichbar mit der Schweiz sind. Diese Ergebnisse wurden aus Qualitätsgründen nicht in die Datenbank übernommen, dienen aber dennoch dem besseren Verständnis vom Kunststoffeinsatz, weshalb sie in diesem Abschnitt thematisiert werden.

Da in der Literatur hauptsächlich von Anwendungen oder Produkten ausgegangen wird (z. B. Hagelschutznetz oder Kehrmaschinenbürste), wurde der Polymertyp mittels Onlinerecherche

ermittelt. Durch die Konsultation von Onlinehändlern wurden verschiedene Polymertypen den Produkten zugewiesen. Dabei wurden je Zuweisung mindestens zwei verschiedene Quellen verwendet und Schweizer Anbieter bevorzugt. Webseiten von Grossverteilern (z. B. Landi) wurden priorisiert abgefragt, da diese einen Grossteil der in der Schweiz verwendeten Agrarprodukte vertreiben. Diese Ergebnisse wurden aus Qualitätsgründen nicht in die Datenbank übernommen. Die Onlinerecherche wird als Ergänzung zu den Produkten aus der Datenbank verstanden, um erste Anhaltspunkte zu den verwendeten Kunststoffen zu erhalten.

Generell gilt es, die teilweise hohen Fehlerbereiche der freigesetzten und eingetragenen Kunststoffmengen zu beachten. Die Werte vermitteln ein relatives Gesamtbild, in welchen Sektoren und Anwendungen und durch welche Polymere speziell hohe Kunststofffreisetzungen stattfinden.

4.2.4 Ergebnisse

4.2.4.1 Eintragspfade und Rückhaltemechanismen

Kunststoffe gelangen in Form von Makro- (> 5 mm), Mikro- (1 μm – 5 mm) oder Nanoplastik (1 nm – 1 μm) in die Umwelt. Mikroplastik wird weiter unterschieden in primäres und sekundäres Mikroplastik. Primäres Mikroplastik wird bewusst eingesetzt oder dessen Entstehung bei der Nutzung in Kauf genommen (z. B. Reibpartikel in Kosmetika) während sekundäres Mikroplastik erst durch die Zersetzung und den Zerfall von Makroplastik in der Umwelt entsteht (z. B. Reifenabrieb, Mulchfolien) (BAFU, 2020a; Erny et al., 2020). Bertling et al. (2021) gehen im Rahmen von Untersuchungen für Deutschland davon aus, dass rund 11 % der Mikroplastikmenge primärer und 89 % sekundärer Herkunft sind. Diese Unterscheidung sollte bei der Verhinderung und Regulierung der verschiedenen Eintragspfade beachtet werden.

Wie bei Erny et al. (2020) beschrieben, gelangen Kunststoffe je nach Quelle und Zeitpunkt auf unterschiedlichen Eintragspfaden und daher in sehr unterschiedlichen Mengen in die Umweltkompartimente Boden, Oberflächengewässer und Luft. Diese Eintragungen geschehen punktuell (z. B. Mulchfolie auf einem Gemüsefeld, Abwasser aus Haushalten) wie auch diffus (z. B. verschmutzter Kompost, Littering, Windverfrachtung). Dabei ist es wichtig, zwischen Freisetzung und Eintragung zu unterscheiden. Denn ein Teil der freigesetzten Kunststoffpartikel wird über technische Rückhaltemechanismen (z. B. Filter in ARA) und ergänzende, vor- und nachgelagerte, Massnahmen (z. B. Reinigung des öffentlichen Raumes) zurückgehalten resp. zurückgewonnen und trägt somit nicht zum Eintrag in die Umwelt bei (Abbildung 11).

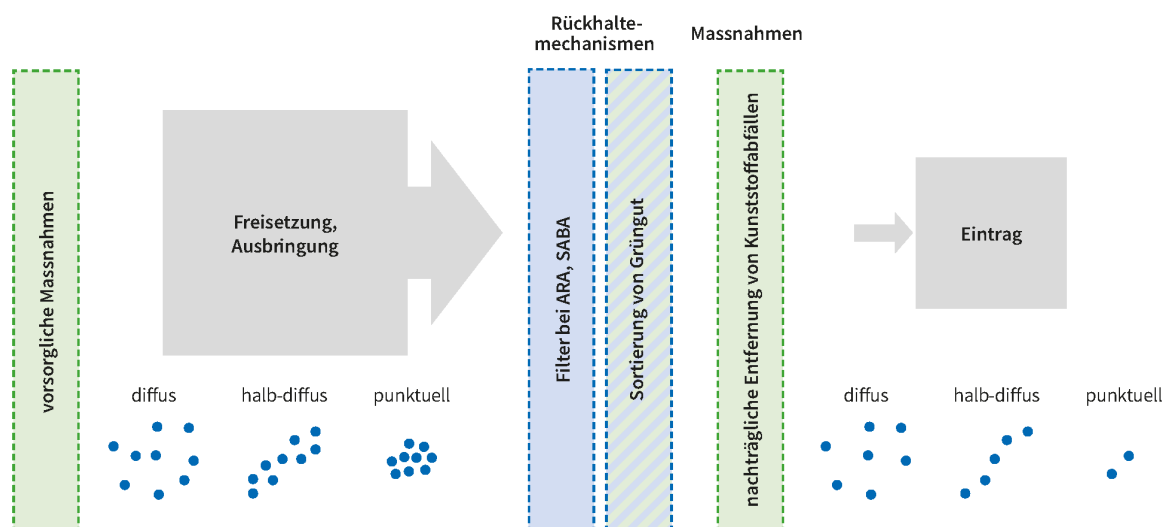


Abbildung 11: Freisetzungsmenge ist die gesamte Menge, welche in die Umwelt gelangt. Die Eintragungsmenge ist der Anteil, der nach möglichen Massnahmen und Rückhalte-mechanismen tatsächlich in der Umwelt zurückbleibt.

Die Reinigung des öffentlichen Raumes und die Abwasseraufbereitung von Strassen wie auch von Haushalten und Gewerbe sind wirksame Massnahmen und Rückhalte-mechanismen. Beispielsweise können in gewissen Schweizer ARA für Haushalte, Industrie und Gewerbe über 90 % des Mikroplastikeintrages verhindert werden (Erny et al., 2020). Auch Strassenabwasser-behandlungsanlagen (SABA) minimieren die Eintragung von Mikroplastik, wenn diese mit entsprechenden Aufbereitungsprozessen ausgestattet sind. Was gemäss Erny et al. (2020) jedoch nur bei stark befahrenen Strassen der Fall ist. Diese Prozesse stehen im Gegensatz zu Anwendungen, bei welchen keine Filter- und Rückhalte-mechanismen bestehen und somit ein Eintrag unvermeidlich ist. So beispielsweise beim Einsatz von beschichtetem Saatgut, wo die in der Beschichtung enthaltenen Polymere nach der Ausbringung im Boden bleiben. In Hinsicht auf eine ökologisch und ökonomisch sinnvolle Substituierung muss somit zwischen Anwendungen mit und ohne Rückhalte-mechanismen unterschieden werden. Denn der schlussendlich eingetragene Anteil des Kunststoffs kann abhängig von Eintragspfad und Rückhalte-möglichkeit variieren. Je höher die effektiv eingetragene Menge, desto höher ist die Dringlichkeit des Einsatzes eines umwelt-verträglichen Ersatzes oder entsprechender Regulierungsmassnahmen. Produkte, welche über Rückhalte-mechanismen oder Massnahmen zu deren Entfernung verfügen, müssen nicht vorrangig durch BAW ersetzt werden, z. B. Siloballenfolie.

Die Eintragspfade unterscheiden sich je nach Umweltkompartiment. Lange Zeit wurde vermutet, dass der Hauptanteil der Kunststofffreisetzungen in die Gewässer eingetragen wird. Neuere Erkenntnisse weisen darauf hin, dass in der Schweiz – selbst unter Ausschluss des Reifenabriebs – der Kunststoffeintrag in die Böden rund 40-mal grösser als der in die Gewässer ist (Kawecki & Nowack, 2019). Dies kann teilweise auf die Filter- und Rückhalte-mechanismen zurückgeführt werden (Erny et al., 2020; Kawecki & Nowack, 2019), welche für Gewässer wesentlich etablierter sind.

4.2.4.2 Eintragungsmengen nach Sektor und Anwendung

Für die Substitution von konventionellen Kunststoffen, mit dem Ziel einer höheren Umwelt-verträglichkeit, spielt die in verschiedenen Anwendungen und Sektoren genutzte Menge eine wichtige Rolle. Je höher die in die Umwelt eingetragene Menge und je stärker deren Toxizität, desto dringlicher ist der Ersatz. Daher werden nachfolgend die freigesetzten und eingetragenen Kunststoffmengen verschiedener Anwendungen und Sektoren beleuchtet.

Der Bund schätzt die Gesamtmenge von in die Schweizer Umwelt eingetragenen Kunststoff auf 14'000 t pro Jahr (Der Bundesrat, 2022). Diese Eintragsmengen sowie deren akkumulierte Gesamtmen gen können nur beschränkt über Messungen ermittelt werden (Bertling et al., 2018). Die ausgebrachten Mengen verteilen sich dafür räumlich und in ihrer Konzentration zu heterogen. Um dennoch ein Verständnis der Grössenordnung der Eintragspfade zu gewinnen, bieten sich Stoffstromanalysen als etabliertes Instrument an (Kawecki & Nowack, 2019; Sieber et al., 2020). Diesen Analysen liegen meist Schätzungen (z. B. des Marktvolumens, der produzierten und eingesetzten Mengen) und durch Experten ermittelte Werte zugrunde (Bauchmüller et al., 2021; Bertling et al., 2021; Kalberer et al., 2019). Daher müssen in diesem Abschnitt aufgeführte Mengenangaben stets als annähernde Schätzung und nicht als absolut gegebene Werte verstanden werden.

Erny et al. (2020) erstellten im Auftrag des BAFU eine Übersichtsstudie zu Kunststoffen in der Schweizer Umwelt. Darin werden freigesetzte sowie eingetragene Mengen aus diversen Studien aufgelistet. Hierbei liegen den meisten Angaben die Untersuchungen von Bertling et al. (2018) aus Deutschland zugrunde. Diese wurden von Erny et al. (2020) auf die Bevölkerungszahl der Schweiz angepasst. Für die Schweizer Landwirtschaft gibt es eine von Kalberer et al. (2019) detailliert aufgeschlüsselte Analyse der ausgebrachten wie auch eingetragenen Kunststoffmengen. Bei der Modellierung für den in die Umwelt freigesetzten sowie eingetragenen Reifenabrieb konnte ebenso auf inländische Studien von Sieber et al. (2020) und Dimopoulos et al. (2023) zurückgegriffen werden. Die Ergebnisse dieser Studien wurden für eine Übersicht der Sektoren und Anwendungen, welche die grössten Mengen freisetzen, in Tabelle 9 aufgeführt.

Die Sektoren und Anwendungen, welche die höchsten Kunststoffeintragungen verursachen, sind nur bedingt klar abgrenzbar. Wie in Tabelle 9 zu sehen, konnten Eintragsmengen teilweise nicht abgeschätzt werden, da zu wenig Daten zum Verhältnis zwischen Freisetzung und Eintragung vorhanden waren. Die Betrachtung der Grössenordnungen der Sektoren und Anwendungen lässt dennoch darauf schliessen, dass der Strassensektor (Abrieb von Reifen, Schuhsohlen und Fahrbahnmarkierung) mengenmässig die grösste Eintragsquelle darstellt. Darauf folgen Eintragungen von Kunststoffen durch Littering und die Verfrachtung von Bausubstanzen (Fassaden, Spiel- und Sportplätze) sowie Einträge durch die Landwirtschaft. Die in der öffentlichen Debatte oft erwähnten Freisetzungsquellen von Mikroplastik (z. B. Waschen von synthetischen Kleidern, Reinigungsmittel, Kosmetika), sind für verhältnismässig kleine Eintragsmengen verantwortlich, da sie sich durch Rückhaltemechanismen besser verhindern lassen. Dies zeigt beispielhaft auf, dass in der Betrachtung von Tabelle 9 zwischen diffusen und punktuellen Eintragspfaden und zwischen Freisetzung und Eintragung unterschieden werden muss. Bei Littering und der Verfrachtung von Bausubstanzen handelt es sich um diffuse Eintragungen, deren Rückhaltemöglichkeiten schwer abzuschätzen sind.

Im Gegensatz dazu sind Freisetzungen ins Abwasser aus Siedlungen und Gewerbe oder gewisse Eintragungen aus der Landwirtschaft (z. B. Siloballenfolie) kontrollierbar. Die Eintragung in die Umwelt lässt sich einfacher verhindern, da die Eintragspfade klar nachvollziehbar sind.

Zwischen diesen beiden Bereichen befinden sich auch halb-diffus ausgebrachte Mengen wie der Reifen- und Schuhsohlenabrieb oder die Abnutzung von Sport- und Spielplätzen. Räumlich sind solche Freisetzungen gut eingrenzbar, dennoch ist es nur bedingt möglich, ihre Menge, das betroffene Umweltkompartiment und ihre Verfrachtungsdistanz zu bestimmen (Dimopoulos Eggenschwiler et al., 2023). Bei gewissen Eintragungen, wie beispielsweise dem Abrieb von Wasserleitungen, ist nur die Schätzung der Eintragsmenge verfügbar. Bei anderen Anwendungen, wie dem Ausbringen von verschmutztem Gärgut-/Kompostdünger, wo ein Rückhalt nicht möglich ist, entspricht die freigesetzte der eingetragenen Menge, weshalb in Tabelle 9 die Werte in den betreffenden Spalten dieselben sind.

Tabelle 9: In Sektoren und Anwendungen aufgeteilte Zusammenstellung der grössten Freisetzungs- und Eintragsmengen von Kunststoffen, die jedes Jahr in die Schweizer Umwelt gelangen. Wenn mehrere Quellen verfügbar waren, wurden zum Vergleich beide modellierten Mengen aufgeführt.

Sektor/Quelle des Kunststoffeintrags	Freisetzungsmenge (t/a)	Eintragsmenge (t/a)	Quelle	Kommentar
Individualkonsum				
Littering von Flaschen		390–1870	Kawecki & Nowack (2019)	
Littering von Taschen und Plastiksäcken		360–900	Kawecki & Nowack (2019)	
Littering von anderen Verpackungen		370–790	Kawecki & Nowack (2019)	
Littering von Folien		300–620	Kawecki & Nowack (2019)	
Abrieb von synthetischen Kleidern		0–73	Kawecki & Nowack (2019)	
Abrieb von synthetischen Kleidern	650		Erny et al. (2020)	
Kosmetik	160	16	Erny et al. (2020)	
Kosmetik		2.1–18.7	Kawecki & Nowack (2019)	
Strassen				
Reifenabrieb		5100–11000	Sieber et al. (2020)	74 % Rückhaltung Strassenentwässerung/-reinigung
Reifenabrieb	10400	7696	Erny et al. (2020)	74 % Rückhaltung Strassenentwässerung/-reinigung
Abrieb Fahrbahnmarkierung	1980		Bertling et al. (2018)	
Schuhsohlenabrieb	930		Erny et al. (2020)	
Abrieb Fahrbahnmarkierung	770		Erny et al. (2020)	
Abrieb von Kehrmaschinen/Besen	330		Erny et al. (2020)	
Automotive		14.8–30.2	Kawecki & Nowack (2019)	
Industrie/Gewerbe				
Abrieb von Förderbändern und Verschleisschutz von Maschinen	260		Erny et al. (2020)	
Reinigung von Gebinden	200		Erny et al. (2020)	
Abrieb von Riemen	140		Erny et al. (2020)	
Abrieb von Zahnrädern	20		Erny et al. (2020)	
Landwirtschaft				
Agrartextilien		210–630	Kawecki & Nowack (2019)	

Sektor/Quelle des Kunststoffeintrags	Freisetzungsmenge (t/a)	Eintragsmenge (t/a)	Quelle	Kommentar
Landwirtschaftliche Folien		90–470	Kawecki & Nowack (2019)	
Landwirtschaftliche Verpackungsfolien		100–288	Kawecki & Nowack (2019)	
Littering auf Landwirtschaftsflächen	50–110	50–110	Kalberer et al. (2019)	
Plastik in Gärgut- und Kompostdünger		71	Kawecki et al. (2021)	Zusätzlich Einträge: 22 t/a Hortikultur, 3.6 t/a Privatgärten
Plastik in Gärgut- und Kompostdünger	43–57	43–57	Kalberer et al. (2019)	
Plastik in Gärgut- und Kompostdünger	50	50	Schleiss (2017)	
Landwirtschaftliche Rohre		14–82	Kawecki & Nowack (2019)	
Kunststoffbinder	220–380	3–30	Kalberer et al. (2019)	
Divers				
Post-consumer-Prozesse		530–1170	Kawecki & Nowack (2019)	
Baurohre		115–197	Kawecki & Nowack (2019)	
Pre-consumer-Prozesse		62–84	Kawecki & Nowack (2019)	
Abrieb von Bautextilien		9–33	Kawecki & Nowack (2019)	
Non-consumer-Folien		10.8–29.8	Kawecki & Nowack (2019)	
Abrieb von Geotextilien		8–28	Kawecki & Nowack (2019)	
Verwitterung und Verwehung bei Gebäuden	1320		Erny et al. (2020)	
Abrieb von Sport- und Spielplätzen	1120		Erny et al. (2020)	

Eine detailliertere Schätzung der Kunststoffmengenströme nach Sektor resp. Anwendung in der Schweiz wurde durch Kawecki & Nowack (2019) und Liu und Nowack (2022) durchgeführt. In ihren Studien teilten sie die Eintragsmengen von Anwendungen und Produkten auf die Umweltkompartimente Boden und Wasser sowie in Mikro- und Makroplastik auf (Abbildung 12, Abbildung 13).

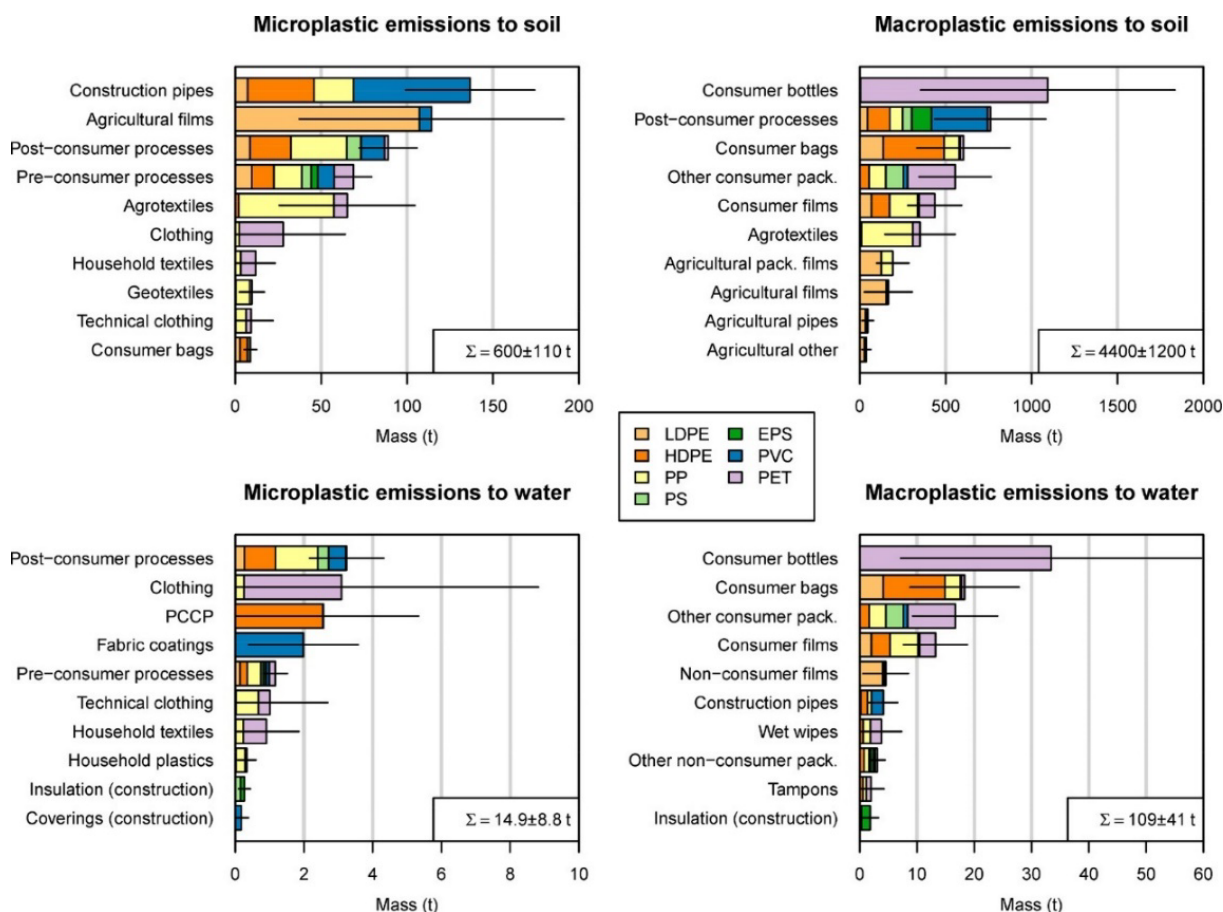


Abbildung 12: Modellierung des jährlichen Eintrags von Mikro- und Makroplastik in die Schweizer Böden und Oberflächengewässer von den sieben handelsüblichen Kunststoffen Polyethylen (in den beiden Dichten HDPE / LDPE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS / expandiert als EPS), Polyvinylchlorid (PVC) und Polyethylenterephthalat (PET) (Kawecki & Nowack, 2019).

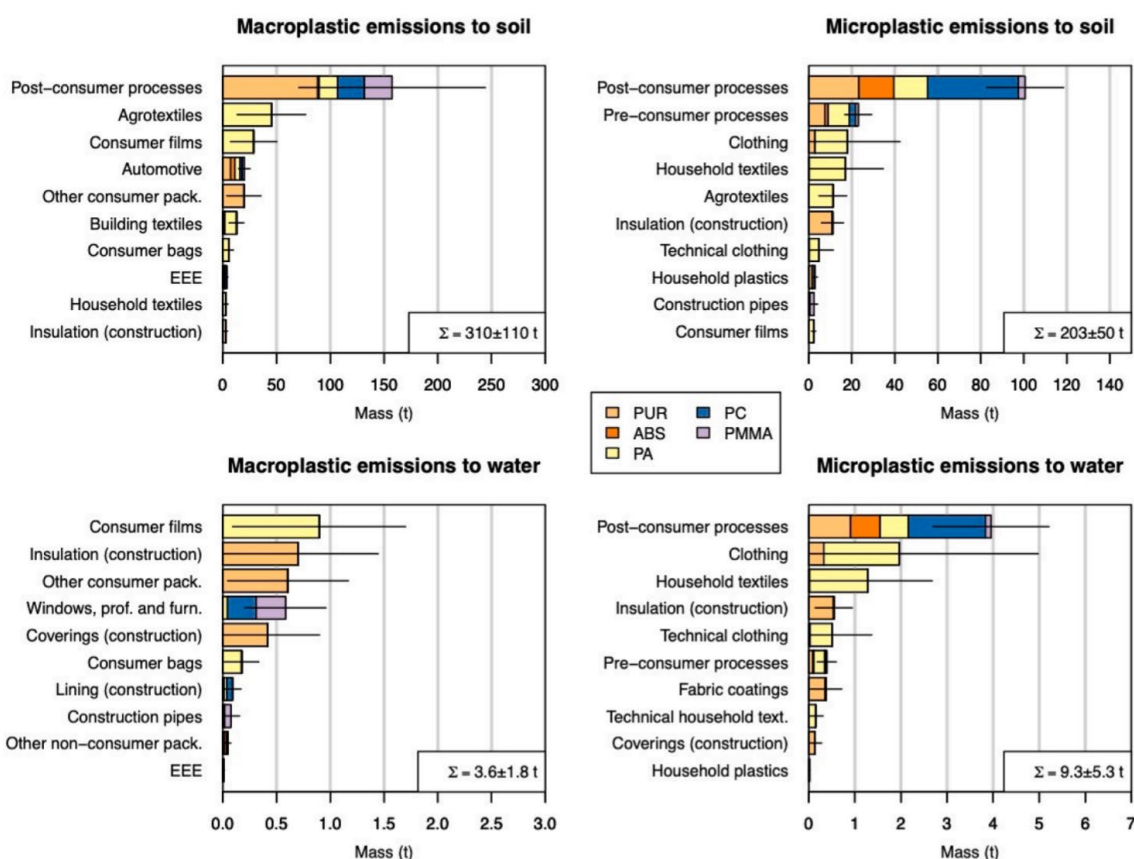


Abbildung 13: Modellierung des jährlichen Eintrags von Mikro- und Makroplastik in die Schweizer Böden und Oberflächengewässer von den fünf handelsüblichen Kunststoffen Polyurethan (PUR), Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), Polyamid (PA), Polycarbonat (PC) und Polymethylmethacrylat (PMMA) (Z. Liu & Nowack, 2022).

Die Kategorisierung der Anwendungen von Kawecki und Nowack (2019) und Liu und Nowack (2022) unterscheidet sich von derjenigen von Bertling et al. (2018) und Kalberer et al. (2019), was den direkten Vergleich der Studien erschwert. Aus den Modellierungen von Kawecki und Nowack (2019) und Liu und Nowack (2022) wird jedoch klar, dass ein besonderes Augenmerk auf den Boden als Haupteintragsort von Makro- und Mikroplastik gelegt werden muss. Gerade im Bereich des Makroplastiks bilden Einwegtrinkflaschen, fehlerhafte Abfallentsorgung (Post-consumer processes), Einkaufstüten, Verpackungsmaterialien und Kunststofffolien die höchsten Einträge. Darauf folgen Kunststoffprodukte aus der Landwirtschaft wie Vliese, Netze, Mulchfolien und Wasserleitungen. Diese werden mit hoher Wahrscheinlichkeit direkt in landwirtschaftlich genutzte Böden eingetragen. Der Eintrag von Mikroplastik in den Boden wird in der Untersuchung von Kawecki und Nowack (2019) von Abrieb in Wasserleitungen und Agrarfolien dominiert.

4.2.4.3 Eintragsmengen nach Polymergruppe

Dieser Abschnitt beschreibt Kunststofffreisetzungen in die Umwelt in Bezug auf die verwendeten Polymere. Zwei Studien dienen dabei als Grundlage, beide basieren auf Stoffstromanalysen. Kawecki und Nowack (2019) modellierten die Stoffströme der sieben prävalentesten und Liu und Nowack (2022) später der fünf darauffolgenden Polymertypen. Die Auswahl dieser Polymere wurde aufgrund ihrer Popularität und ihres hohen Vorkommens in Oberflächengewässern in Europa getroffen (Kawecki & Nowack, 2019). Die Autoren modellierten zunächst den jährlichen Eintrag der gewichtsmässig meistproduzierten Kunststoffe Polyethylen (in den beiden Dichten HDPE/LDPE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS/expandiert als EPS), Polyvinylchlorid (PVC) und Polyäthylenterephthalat (PET). Dabei wurde der Reifenabrieb nicht betrachtet, weshalb Littering den Hauptteil der Stoffeinträge sowohl in Boden wie auch in Wasser ausmacht (Kawecki & Nowack, 2019). In einem zweiten Schritt wurde die Methode auf die Kunststoffe Polyurethan (PUR), Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), Polyamid (PA), Polycarbonat (PC) und Polymethylmethacrylat (PMMA) ausgeweitet (Z. Liu & Nowack, 2022).

Kawecki und Nowack (2019) untersuchten Unterschiede in den Eintragsmengen der sieben am häufigsten verwendeten Kunststoffe. Die höchsten Einträge wurden für PET mit 200 ± 120 g pro Person und Jahr festgestellt, was vor allem auf das Littering von Getränkeflaschen sowie den Abrieb von Textilien zurückzuführen ist. Es folgen PP mit 126 ± 43 g/Kopf, HDPE mit 98 ± 50 g/Kopf, LDPE mit 94 ± 34 g/Kopf, PVC mit 65 ± 36 g/Kopf, PS mit 24 ± 13 g/Kopf und EPS mit 16 ± 12 g/Kopf. Insgesamt gelangen jährlich etwa 630 ± 150 g Kunststoff pro Person in die Umwelt. In einem weiteren Schritt spezifizieren die Autoren die Freisetzungen pro Polymer nach Partikelgrösse und Umweltkompartiment. Aus den Modellierungen lässt sich ableiten, dass Makroplastik einen grossen Teil der Freisetzungen ausmacht. Im Bereich von Mikroplastik tragen LDPE, HDPE, PP und PVS stark zu den Freisetzungen bei. Dabei gelangt Mikroplastik meist in Siedlungsböden, Landwirtschaftsböden sowie in den Unterboden. Makroplastikfreisetzungen fallen dagegen vermehrt an Strassenrändern oder auf Landwirtschaftsböden an. Hierbei dominiert primär PET. Jedoch folgen LDPE und PP kurz darauf, und weisen erhebliche Makroplastikeinträge in Landwirtschaftsböden auf. Rund 350 ± 180 t LDPE und 370 ± 120 t PP Makroplastik gelangen schätzungsweise jedes Jahr in Landwirtschaftsböden. Dies erklärt auch die höheren Mikroplastikfreisetzungen dieser Polymere. Wenn auch in geringeren Mengen, stellt PA, mit 46 ± 32 t Makroplastikfreisetzungen, ein weiteres häufig in der Landwirtschaft eingetragenes Polymer dar.

Während PET vor allem im Zusammenhang mit Littering auffällt, zeigen Produktanwendungen von PE, PP und PA in der Landwirtschaft ein beachtenswertes Substitutionspotenzial.

Einordnung der Polymertypen nach Produktanwendung

Auf Basis der Onlinerecherche wurden in der Literatur erwähnte Kunststoffanwendungen in Polymergruppen aufgeteilt. Dies dient der Illustration, in welchen Anwendungen Polymere vorkommen. Hierzu wurden Kunststoffprodukte, welche typische Eintragsquellen von Kunststoffen in die Umwelt darstellen, unter Angabe ihres Polymertyps in Tabellen überführt.

Kunststoffprodukte können aus verschiedenen Materialien hergestellt werden (vgl. Abbildung 12 und Abbildung 13). Wasserleitungen und deren Abrieb können z. B. aus PVC, PP oder PES bestehen. Die Angaben zur ausgebrachten bzw. eingetragenen Menge konnten jedoch nicht weiter in die verschiedenen Polymere spezifiziert werden (x Tonnen PVC-Wasserleitungsabrieb, y Tonnen PP-Wasserleitungsabrieb, z Tonnen PES-Wasserleitungsabrieb). Daher wurde in diesen Fällen das Produkt oder die Anwendung mehrfach in verschiedenen Polymerübersichten aufgelistet (bspw. PVC-Wasserleitung, PP-Wasserleitung, PES-Wasserleitung), jedoch mit der Gesamtmenge der Anwendung versehen. Deshalb wiederholen sich gewisse Produkte und ihre Gesamtmenge in den Tabelle 10 bis Tabelle 13. Kunststoffe, welche weniger als drei Anwendungen aufwiesen, wurden nicht vertieft behandelt.

Polyethylen (PE)

Von den untersuchten Anwendungen und Produkten war Polyethylen (PE) einer der am häufigsten verwendeten Kunststoffe. Gelangt PE in die Umwelt, geschieht dies neben Littering und fehlerhafter Abfallentsorgung (Falschentsorgung), vor allem in der Landwirtschaft, insbesondere durch die Fragmentierung von Netzen und Folien sowie durch den Einsatz von Langzeitdüngern (Tabelle 10). Letztere stellten bisher einen relevanten Eintragspfad dar: Gemäss Anhang 1 der früheren Verordnung des Wirtschafts-, Bildungs- und Forschungsdepartements (WBF) über das Inverkehrbringen von Düngern (DüBV) waren umhüllte Düngemittel in der Schweiz zugelassen und teilweise vorgeschrieben. Mit der neuen Düngerverordnung (DüV) vom 1. November 2023, welche auf der Verordnung (EU) 2019/1009 basiert, wurden die Anforderungen an Polymere in Düngemitteln deutlich verschärft. In Art. 14, Abs. 2 sowie Anhang 2 der DüV ist festgelegt, dass nur noch bestimmte, in der EU-Verordnung definierte Polymere zulässig sind. Nicht abbaubare Polymerumhüllungen, wie sie bislang eingesetzt wurden, sind in der Schweiz künftig grundsätzlich verboten bzw. bewilligungspflichtig. Für diese Studie konnten keine Angaben darüber erhoben werden, welche Polymerumhüllungen aktuell tatsächlich in der Schweiz verwendet werden. Die Mengenabschätzung wurde daher von Bertling et al. (2021) übernommen und auf Schweizer Verhältnisse umgerechnet. Da diese Umhüllungen irreversibel und direkt in den Boden eingebracht werden, besteht weiterhin Anlass zur Kontrolle der verwendeten Umhüllungsmaterialien.

Bei Netzen und Folien sollten speziell diejenigen Produkte ins Auge gefasst werden, welche in ihrer Anwendung direkt mit dem Boden in Kontakt kommen oder mechanisch stark beansprucht und dadurch fragmentiert werden. Gerade Mulchfolien weisen einen hohen Substitutionsbedarf auf, da diese direkt auf den Boden ausgebracht werden und durch mechanische Beanspruchung während der Nutzung teilweise zerkleinert werden, wodurch Fragmente in den Boden gelangen. Daher sind für Mulchfolien bereits seit längerer Zeit Bestrebungen im Gange, bioabbaubare Alternativen zu entwickeln und einzusetzen (vgl. 3.4.3.2).

Tabelle 10: Zusammenstellung von Produkten und Anwendungen aus Polyethylen (PE). N/A = Keine Angaben aufgrund fehlender Datenlage. ^a = die Mengenangabe beinhaltet nicht nur die Menge von PE, sie beschreibt die Gesamtmenge der Anwendung, welche aus diversen Kunststoffen besteht. ^b = die Mengenangabe wurde im Verhältnis der Ackerflächen von Deutschland auf die Schweiz umgerechnet.

	Produkt	Verwendungsort/ Sektor	Umwelt- kompartiment	Freisetzungsmenge [t/a]	Eintragsmenge [t/a]	Zusätze	Quelle
Polyethylen (PE)	Klimaschutznetze	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	100 ± 40	0.01–0.1	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Niedertunnelfolien	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	100 ± 50	0.01–0.1	UV-Stabilisator/Antitau/hylenvinylacetat	Kalberer et al. (2019)
	Vogelschutznetze	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	1000 ± 300	0.1–1 ^a	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Strohballenschnur	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	200 ± 50	0.2–2	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Wuchshüllen	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	200 ± 60	0.02–0.2	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Hagelnetze	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	2000 ± 600	0.2–2	UV-Stabilisator	Kalberer et al. (2019)
	PE- Mulchfolien	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	300 ± 100	0.3–3	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Schattiernetze	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	300 ± 100	0.03–0.3	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Insektenschutznetze	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	300 ± 90	0.03–0.3	UV-Stabilisator	Kalberer et al. (2019)
	Gewächshausfolie/ Witterungsschutz	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	3000 ± 800	0.3–3	UV-Stabilisator/Antitau/hylenvinylacetat	Kalberer et al. (2019)
	Tropfbewässerung	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	400 ± 50	0.4–3 ^a	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Siloballenfolie	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	6000 ± 800	0.6–6	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Dünger/Pestizid-Mikrokapsel	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	N/A	17–128 ^{a b}	Wachse, Antiklumpmittel, Schwefel, Siliciumoxid, Bentonit	Bertling et al. (2021)

Polypropylen (PP)

Aufgrund seiner vielseitigen Eigenschaften wird Polypropylen (PP) in vielen Sektoren eingesetzt (Tabelle 11). Die häufigste Anwendung in der Landwirtschaft sind Kunststoffbinder (z. B. Pflanzenclips). Sie werden im Obst-, Wein- und Gartenbau zum Anbinden einzelner Triebe verwendet. Es ist anzunehmen, dass ihr Eintrag direkt in den Boden und meist irreversibel erfolgt. Weiter werden auch Vliese, Lochfolien und Bändchengewebe aus PP hergestellt. Gerade in Bezug auf mögliche längerfristige Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit, besteht hier Bedarf nach Ersatzprodukten. Dies gilt auch für Geotextilien, die durch ihre Nähe zu Boden und Oberflächen-gewässer direkt in Boden eingetragen werden können.

Die Freisetzung von Mikroplastik durch den Abrieb von Besen, Kehrmaschinen und Wasserleitungen erfolgt mehrheitlich punktuell. Bei Besen und Kehrmaschinen könnte sich eine Substitution anbieten, da die Rückhaltung nur beschränkt möglich ist und da Ersatzprodukte aus Metall oder BAW verfügbar sind (Bauchmüller et al., 2021). Wasserleitungen sind aufgrund ihres grossflächigen und unterirdischen Einsatzes kaum substituierbar, hier bieten sich für den Abrieb vielmehr Rückhaltmassnahmen in ARAs an, welche die Eintragung minimieren. Eine landwirtschaftliche Ausbringung von Klärschlamm als Dünger ist seit 2006 in der Schweiz verboten und kann in der Vergangenheit zu Eintragungen geführt haben.

Tabelle 11: Zusammenstellung von Produkten und Anwendungen aus Polypropylen (PP). N/A = Keine Angaben aufgrund fehlender Datenlage. ^a = die Mengenangabe beinhaltet nicht nur die Menge von PP, sie beschreibt die Gesamtmenge der Anwendung, welche aus diversen Kunststoffen besteht.

	Produkt	Verwendungsort/ Sektor	Umwelt- kompartiment	Freisetzungsmenge [t/a]	Eintragsmenge [t/a]	Zusätze	Quelle
Polypropylen (PP)	Abrieb Besen und Kehrmaschinen	Strasse	divers	330 ^a	N/A	N/A	Erny et al. (2020)
	Vogelschutznetze	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	1000 ± 300	0.1–1 ^a	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Kunststoffbinder	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	300 ± 80	3–30	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Vliese und Lochfolie	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	500 ± 100	0.5–5	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Bändchengewebe	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	500 ± 101	0.05–0.5	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Abrieb Wasserleitungen	Abwasser- und Klärschlammbehandlung	Boden	N/A	115–197 ^a	N/A	Kawecki & Nowack (2019)
	Geotextilien	Sonstiges	divers	N/A	8–28 ^a	N/A	Kawecki & Nowack (2019)

Polyamide (PA)

Anwendungen aus Polyamid (PA) sind nicht sehr weit verbreitet, die eingebrachte Menge ist im Vergleich zu anderen Polymeren dennoch relativ hoch (Tabelle 12).

So wird Mähfaden fast nur aus PA produziert. Bei der Anwendung wird der Mähfaden unweigerlich direkt und irreversibel in den Boden von Gärten, Böschungen, Wiesen und Wäldern eingebracht. Der Bedarf für einen Ersatz ist entsprechend hoch, wobei Ersatzprodukte aus BAW erhältlich sind (Bauchmüller et al., 2021).

Gemäss Bertling et al. (2021) kommen neben PA auch verschiedene andere Kunststoffe in Pflanzenschutzmitteln als Bindemittel, Verdicker, Trägerstoff und Haftmittel, Emulgierhilfe oder als Verkapselungsmaterial zum Einsatz. Dies stellt eine weitere direkte und irreversible Eintragsquelle von Mikroplastik in den Boden dar. Ein hoher Regulierungs- und Substitutionsbedarf wird dementsprechend empfohlen.

Tabelle 12: Zusammenstellung von Produkten und Anwendungen aus Polyamid (PA). N/A = Keine Angaben aufgrund fehlender Datenlage. ^a = die Mengenangabe beinhaltet nicht nur die Menge von PA, sie beschreibt die Gesamtmenge der Anwendung, welche aus diversen Kunststoffen besteht. ^b = die Mengenangabe wurde im Verhältnis der Ackerflächen von Deutschland auf die Schweiz umgerechnet.

	Produkt	Verwendungsort/ Sektor	Umwelt- kompartiment	Freisetzungsmenge [t/a]	Eintragsmenge [t/a]	Zusätze	Quelle
Polyamide (PA)	Abrieb Besen und Kehrmaschinen	Strasse	divers	330 ^a	N/A	N/A	Erny et al. (2020)
	Dünger/Pestizid-Mikrokapsel	Landwirtschaft/ Gartenbau	Boden	N/A	17–128 ^{a b}	Wachse, Antiklumpmittel, Schwefel, Siliciumoxid, Bentonit	Bertling et al. (2021)
	Mähfaden	Landwirtschaft/ Gartenbau	Boden	N/A	20.71	Stahl-/ Aluminiumdraht	Bauchmüller et al. (2021)
	Pflanzenschutzmittel	Landwirtschaft/ Gartenbau	Boden	N/A	2.13 ^{a b}	N/A	Bertling et al. (2021)

Polyester (PES), Polyvinylchlorid (PVC), Polyacrylamid (PAM)

Durch den Abrieb in Wasserleitungen gelangt Mikroplastik insbesondere von Polyvinylchlorid (PVC), aber auch Polyester (PES) in Gewässer.

Des Weiteren werden PES, PVC und Polyacrylamid (PAM) für die Verkapselung von Düngern und Pestiziden verwendet. Diese Anwendung weist, wie bereits im Abschnitt zu PE beschrieben, einen hohen Substitutionsbedarf auf, da die Stoffe direkt und irreversibel in den Boden eingetragen werden.

Für PAM sollte insbesondere der Einsatz als Flockungsmittel und Bodenverbesserer beachtet werden. Letzteres ist in der Schweizer Landwirtschaft nicht zugelassen (Oekotoxzentrum, 2020). Im Rahmen dieser Untersuchung konnte nicht genauer quantifiziert werden, wie hoch der Einsatz von Flockungsmitteln in Schweizer Abwasserreinigungsanlagen, Tunnelbauten und Kieswerken ist. Bachmüller et al. (2021) gehen davon aus, dass der Eintrag von Acrylamid-Mikroplastik von Flockungsmitteln in Deutschland über Klärschlamm geschieht, der auf Ackerflächen ausgebracht wird. Da das Ausbringen von Klärschlamm in der Schweiz nicht mehr erlaubt ist, entfällt dieser Eintragsweg. Die entsprechende Menge in Tabelle 13 wurde daher in Klammern gesetzt. Dennoch muss angenommen werden, dass ein verbleibender Anteil Mikroplastik im geklärten Wasser der ARAs verbleibt und in Gewässer eingetragen wird. Weitere Abklärungen zu den Kunststoff-freisetzen und dem Einsatz von Flockungsmitteln in ARAs sind notwendig.

Tabelle 13: Zusammenstellung von Produkten und Anwendungen aus Polyester (PES), Polyvinylchlorid (PVC) und Polyacrylamid (PAM). N/A = Keine Angaben aufgrund fehlender Datenlage. ^a = die Mengenangabe beinhaltet nicht nur die Menge von PES, PVC und PAM, sie beschreibt die Gesamtmenge der Anwendung, welche aus diversen Kunststoffen besteht. ^b = die Mengenangabe wurde im Verhältnis der Ackerflächen von Deutschland auf die Schweiz umgerechnet.

	Produkt	Verwendungsort/ Sektor	Umwelt- kompartiment	Freisetzungsmenge [t/a]	Eintragsmenge [t/a]	Zusätze	Quelle
Polyester	Tröpfchenbewässerung	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	400 ± 50	0.4–3 ^a	N/A	Kalberer et al. (2019)
	Abrieb Wasserleitungen	Abwasser- und Klärschlammbehandlung	Boden	N/A	115–197 ^a	N/A	Kawecki & Nowack (2019)
	Dünger/Pestizid-Mikrokapsel	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	N/A	17–128 ^{a b}	Wachse, Antiklumpmittel, Schwefel, Siliciumoxid, Bentonit	Bertling et al. (2021)
Polyvinylchlorid	Abrieb Besen und Kehrmaschinen	Strasse	divers	330 ^a	N/A	N/A	Erny et al. (2020)
	Abrieb Wasserleitungen	Abwasser- und Klärschlammbehandlung	Boden	N/A	115–197 ^a	N/A	Kawecki & Nowack (2019)
	Dünger/Pestizid-Mikrokapsel	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	N/A	17–128 ^{a b}	Wachse, Antiklumpmittel, Schwefel, Siliciumoxid, Bentonit	Bertling et al. (2021)
Polyacrylamid	Flockungsmittel	Abwasser- und Klärschlammbehandlung		(378)	N/A	N/A	Bertling et al. (2021)
	Dünger/Pestizid-Mikrokapsel	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	N/A	17–128 ^{a b}	Wachse, Antiklumpmittel, Schwefel, Siliciumoxid, Bentonit	Bertling et al. (2021)
	Bodenverbesserer	Landwirtschaft/Gartenbau	Boden	N/A	2.60 ^{a b}	Natrium/Kalium	Bertling et al. (2021)

4.2.5 Diskussion

4.2.5.1 Eintragspfade und Rückhaltemechanismen

Der Substitutionsbedarf verschiedener Anwendungen lässt sich entlang zweier Achsen aufschlüsseln (Tabelle 14): Rückhaltung und Diffusität. Beide Achsen sind als Gradienten zu verstehen, auf welchen sich die Kunststofffreisetzungen verschiedener Anwendungen verteilen. So erfolgt die Ausbringung einer Mulchfolie anwendungsmässig zwar punktuell, aber dennoch breitflächig. Zudem lassen sich je nach Material, Verwitterungsgrad und Agrarpraxis mehr oder weniger Anteile der Folie wieder von der Fläche entfernen. Die Anwendung von Mulchfolien liegt daher im mittleren Bereich der Matrix, da sie zwar gezielt ausgebracht wird, aber nur unvollständig rückholbar ist und potenziell breitflächig in die Umwelt gelangt.

Erfolgt eine Kunststofffreisetzung ohne Rückhaltemechanismus, entspricht die Menge des Eintrags derjenigen der Freisetzung. Dies ist beispielsweise Schuhsohlenabrieb in der Natur oder bei der Verwendung von Fadenmähern der Fall. Gerade bei solchen Anwendungen besteht Bedarf, eine Substitution mit BAW in Betracht zu ziehen, da diese Kunststoffe nahezu vollständig in die Umwelt eingetragen werden.

Tabelle 14: Aufschlüsselung des Substitutionsbedarfs für freigesetzte Kunststoffe durch BAW in Abhängigkeit von der Diffusität bei der Freisetzung und der Möglichkeit zur Rückhaltung der effektiven Einbringung in den Boden. Beide Achsen sind als Gradienten zu verstehen.

	Freisetzung erfolgt diffus	Freisetzung erfolgt punktuell
Mit Rückhaltemechanismen	Weitere Abklärung zu Rückhaltung notwendig <i>z. B. Reifenabrieb</i>	Massnahmen gut möglich <i>z. B. Abrieb von Kunstrasen oder Sportfläche</i>
Ohne Rückhaltemechanismen	Kritischer Bereich, Massnahmen kaum möglich <i>z. B. Schuhsohlenabrieb, Abrieb Gebäudefassaden</i>	Massnahmen möglich <i>z. B. Fadenmäher (Rasentrimmer)</i>

Eintragungen, die ohne Rückhaltungsmöglichkeit erfolgen, weisen grundsätzlich einen höheren Handlungsbedarf auf. Gerade Anwendungen in der Landwirtschaft bei denen die Freisetzung zwar punktuell erfolgt, aber die Kunststoffe direkt und irreversibel eingebracht werden, so wie bei Beschichtungen von Saatgut und Hilfsstoffen, sollten in einem ersten Schritt angegangen werden. Für einige relevante Produkte wie Mulchfolien und Düngemittel bestehen bereits Regulierungen (Abschnitt 3.4.3.1). Da die Landwirtschaft zur Erfüllung ihres Auftrages zur Ernährungssicherheit auf intakte biophysikalische Bodenfunktionen angewiesen ist, sollte den Kunststofffreisetzungen in diesem Sektor besondere Achtung geschenkt werden. Unklarheiten bestehen dabei im Einsatz von umhüllten Düngemitteln und Saatgut sowie Kunststoffe mit Pestiziden. Es besteht Klärungsbedarf zu den in der Schweiz eingetragenen Polymeren sowie deren jährliche Mengen. Zudem wurde bei Bertling et al. (2021) ersichtlich, dass Klärschlamm im Vergleich mit anderen Anwendungen sehr hohe Mengen an Mikroplastik auf Landwirtschaftsflächen einbringt. Es empfiehlt sich eine Abklärung zum Zustand der Flächen, auf denen bis zur Regulierung von Klärschlamm 2006 solche Eintragungen stattgefunden haben. Diese Empfehlung wird zusätzlich dadurch gestützt, dass solche Flächen häufig bereits durch andere Schadstoffe wie Schwermetalle oder PFAS belastet sein

können. Mikroplastik stellt in diesem Kontext eine weitere potenzielle Belastung dar, wodurch eine umfassende Bewertung der Bodenqualität besonders naheliegend ist.

4.2.5.2 Eintragsmengen nach Sektoren und Anwendungen

Bei bestimmten Sektoren sind keine Daten zu den effektiven Eintragungen verfügbar. Gerade in den Sektoren Industrie und Gewerbe, sowie zu einem geringeren Anteil auch den Strassen, bestehen noch Wissenslücken zur schlussendlichen Schätzung des Eintrags. Mit Blick auf die Umweltkompartimente zeigen die Modellierungen von Kawecki und Nowack (2019), dass, zumindest für die sieben von ihnen untersuchten Kunststoffe, Böden in der Schweiz wesentlich stärker belastet werden als Oberflächengewässer (Abbildung 12). Dabei sind für Mikroplastikfreisetzungen in den Boden Wasserleitungen, Agrarfolien und -textilien sowie der Individualkonsum entscheidend. Für die Makroplastikfreisetzungen in den Boden sind es vorwiegend Littering von Verpackungen und der Eintrag von Agrarprodukten.

Wird der Eintrag von Reifenabrieb miteinbezogen, so dominiert dieser den Eintrag von Mikroplastik in den Boden. Gemäss Dimopoulos et al. (2023) gelangen rund 36–57 % des freigesetzten Reifenabriebs in den Boden oder in den unmittelbaren Bereich von Strassenrändern.

4.2.5.3 Eintragungen nach Polymergruppen

Bei Betrachtung der verwendeten Polymertypen zeigt sich neben PET-Littering, bei PE-, PP- und PA-Anwendungen in der Landwirtschaft ein beachtenswertes Substitutionspotenzial. Deren Ersatz und die Förderung von Forschung zu BAW, die ähnliche Materialeigenschaften aufweisen, werden empfohlen.

Die durchgeführten Recherchen ergaben, dass Forschung in folgenden Bereichen angezeigt ist:

- Effizienz und Effektivität von Filter- und Rückhaltemechanismen in Abhängigkeit von Eintragspfad, Jahreszeit und Niederschlagsverhältnissen (Berücksichtigung von Starkniederschlägen).
- Einfluss des Einsatzes von PA-Flockungsmitteln in Schweizer ARAs auf die Mikroplastikfreisetzung in die Gewässer.
- Abklärungen zur Verwendung von Agrarprodukten, die im Boden verbleiben, insbesondere im Bereich Saatgut- und Düngemittelbeschichtung, Mikroplastik mit Pestiziden und Mulchfolien.

4.3 Biologische Abbaubarkeit von BAW

Dieses Kapitel bietet eine umfassende Darstellung der relevanten Einflussfaktoren und Abbau-mechanismen, die den biologischen Abbau von BAW bestimmen, sowie eine Übersicht über gängige Prüfmethoden zur Bewertung der Abbaubarkeit. Darüber hinaus enthält es die Ergebnisse einer systematischen Literaturrecherche zum Abbau verschiedener BAW (PLA, PHA, PHB, PBS, PBAT) unter unterschiedlichen Umwelt- und Prozessbedingungen (Freiluft, Boden, Heim- und Garten-kompost, industrielle Kompostierung und Vergärung).

4.3.1 Zusammenfassung

Die biologische Abbaubarkeit von BAW ist ein komplexer, mehrstufiger Prozess, der von einer Vielzahl abiotischer und biotischer Faktoren beeinflusst wird. Der vollständige Abbau eines Polymers hängt massgeblich von den Materialeigenschaften (z. B. chemische Struktur, Kristallinität, Additive), Objekteigenschaften (z. B. Form, Grösse), Umweltbedingungen (z. B. Temperatur, Feuchtigkeit, pH-Wert) sowie der mikrobiellen Aktivität ab. Die Bewertung der Abbaubarkeit erfolgt über verschiedene physikalische, chemische und respirometrische Methoden, wobei meist die Mineralisierung als indirektes Mass für den biologischen Abbau herangezogen wird.

Ein zentrales Ergebnis der Literatursauswertung ist die Diskrepanz zwischen der potenziellen Abbaubarkeit von Materialien und deren tatsächlichem Verhalten in der Umwelt. Die Heterogenität der Testbedingungen, die Vielfalt an Polymerblends und Additiven sowie die Unterschiede zwischen Material- und Produktebene erschweren eine standardisierte Bewertung. Konzepte wie die On-Demand Degradation, also Abbau nach einer gewissen Einsatzdauer, bieten zwar Potenzial für gezielte Anwendungen, stellen jedoch zusätzliche Anforderungen an Prüfprotokolle und Umwelt-verträglichkeitsbewertungen.

Die analysierten Studien zeigen, dass unter Freiluftbedingungen für keines der untersuchten Materialien ein gesicherter vollständiger Abbau nachgewiesen werden konnte. Einzig PHA (PHB) sowie eine Studie zu einem PBAT/PLA-Blend zeigen einen Abbaugrad, der sich im Bereich des Zielwertes bewegt. Im Boden ist gemäss Literaturrecherche nur PHA (PHB) bedenkenlos abbaubar. Für PBAT und PBS ist ein teilweiser Abbau dokumentiert. Narancic et al. (2018) weisen zusätzlich PCL und TPS als abbaubar im Boden aus. Die breite Streuung der Abbauresultate im Boden legt nahe, dass verschiedene biotische und abiotische Faktoren sowie deren Wechselwirkungen einen so grossen Einfluss auf den Abbau haben, dass Tests unter Laborbedingungen nur eine sehr eingeschränkte Aussagekraft besitzen. In der Heimkompostierung ist PHA gut abbaubar. Auch PLA, PBAT – einzeln oder als PBAT-PLA/Stärke-Blend – sowie PBS zeigen einen gewissen Abbau, erreichen jedoch in der Regel nicht die für eine Zertifizierung geforderten Abbauraten. In industriellen Kompostierungsanlagen gelten die meisten untersuchten Materialien, aufgrund der höheren Temperaturen, grundsätzlich als abbaubar. Neuere Studien zeigen jedoch, dass nicht alle Materialien unter thermophilen Bedingungen besser abgebaut werden. Dies betrifft insbesondere PHA (PHB) sowie PBAT-Stärke-Blends. In Vergärungsanlagen wird unter mesophilen Bedingungen einzig PHA verlässlich abgebaut. Unter thermophilen Bedingungen sind PLA sowie PBAT/PLA-Blends gut abbaubar. PHA und PBAT-Stärke-Blends zeigen einen gewissen Abbau, während PBAT und PBS ungenügend abgebaut werden.

4.3.2 Einleitung

Beim biologischen Abbau wird ein Material durch Mikroorganismen (z. B. Bakterien, Pilze) in Gegenwart von Sauerstoff in Kohlenstoffdioxid, Wasser und Salze anderer vorhandener Elemente (Mineralisation) oder in Abwesenheit von Sauerstoff in Kohlenstoffdioxid, Methan und Mineralsalze

zerlegt, wobei neue Biomasse gebildet wird (SNV, 2000). Biologisch abbaubare Polymere müssen zwei Grundvoraussetzungen erfüllen: es müssen chemische Bindungen vorliegen, die enzymatisch spaltbar sind und die entstehenden Produkte müssen von Mikroorganismen verwertbar sein.

Im Allgemeinen kann der Prozess des biologischen Polymerabbaus in vier Schritte unterteilt werden (Bagheri et al., 2017; Haider et al., 2019) (Abbildung 14). Bher et al. (2022) beschreiben die verschiedenen Mechanismen im Detail.

1. **Biodeterioration:** Die Oberfläche des Materials ist mit einem Biofilm bedeckt, wobei verschiedene Mikroorganismen eine Fragmentierung in kleinere Partikel bewirken.
2. **Depolymerisation:** Die Polymerfragmente werden durch extrazelluläre Enzyme von Mikroorganismen im Biofilm depolymerisiert.
3. **Bioassimilation:** Die durch Depolymerisation entstandenen Moleküle werden in die Zellen der Mikroorganismen transportiert.
4. **Mineralisierung:** Die Stoffe werden umgewandelt. Dieser Schritt kann von verschiedenen Mikroorganismen durchgeführt werden, entweder in einem anaeroben oder in einem aeroben Abbaupfad.

Durchläuft ein Biopolymer alle vier Schritte vollständig, wird der organische Anteil zu 100 % abgebaut. Der Abbauprozess hängt jedoch von einer Kombination aus abiotischen (UV, Temperatur, Feuchtigkeit, pH-Wert, mechanische Belastung) und biotischen Prozessen und Parametern (mikrobielle Aktivität) ab, die am Ort der Kunststoffeinträge nicht immer gegeben sind. Jedes Material hat dabei spezifische optimale Bedingungen für den biologischen Abbau.

Zersetzung oder synonym Desintegration kann den biologischen Abbau vorgelagert sein oder parallel dazu verlaufen (Schritt 1 und 2). Zersetzung kann aber auch erfolgen, obwohl ein Material *nicht* abbaubar ist.

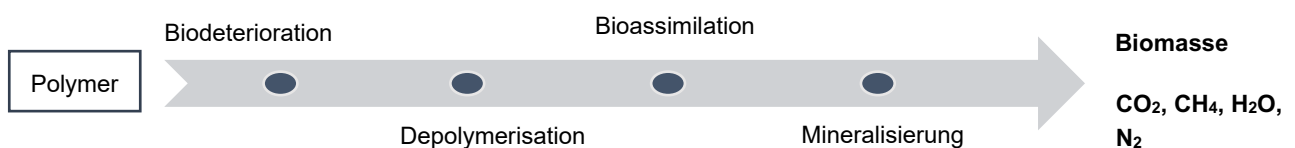


Abbildung 14: Schematische Darstellung der verschiedenen Schritte im Laufe des biologischen Abbaus

Im Folgenden werden die Einflussfaktoren auf den biologischen Abbau sowie Methoden zur Messung und Bewertung der Abbaubarkeit genauer erläutert.

4.3.2.1 Einflussfaktoren auf den biologischen Abbau

Der Abbau von Polymeren wird grundsätzlich durch sowohl abiotische als auch biotische Faktoren beeinflusst. Dabei umfassen abiotische Einflüsse Parameter wie mechanischen Stress, Licht und Temperatur, während biotische Faktoren die Beteiligung natürlicher Mikroorganismen wie Bakterien, Pilze und Algen einschliessen (Bora et al., 2023). Jedes Umweltkompartiment oder technische Verfahren kann dabei zusätzliche Faktoren beitragen. So beeinflussen z. B. bei Boden die Zusammensetzung der Feinerde oder die Bestockung direkt oder indirekt Faktoren wie den pH, die Feuchtigkeit oder die Zusammensetzung der Mikroorganismen.

Tabelle 15 gibt einen Überblick über die primären Einflussfaktoren auf den biologischen Abbau wobei biotische und abiotische Faktoren um Polymer- und Objekteigenschaften sowie Prozessfaktoren ergänzt werden.

Tabelle 15: Primäre Einflussfaktoren auf den biologischen Abbau.

Einflussfaktor	Bemerkung	Quelle
Polymereigenschaften und Objekteigenschaften		
Glasübergangstemperatur (Tg)	Je niedriger die Tg des Polymers ist, desto leichter ist es biologisch abbaubar.	(Shruti & Kuttralam-Muniasamy, 2019)
Schmelzpunkt (Tm)	Je tiefer der Schmelzpunkt, desto schneller baut sich ein Polymer ab	
Kristallinität	Kristallinität behindert die Bewegung von Polymerketten und trägt zu einer höheren Tg bei. In teilkristallinen Polymeren beeinflussen der Anteil und die Anordnung der amorphen und kristallinen Bereiche gemeinsam die Gesamt-Tg.	(Shruti & Kuttralam-Muniasamy, 2019)
Spezifische Oberfläche (Form, Grösse)	Je grösser die spezifische Oberfläche, umso schneller der Abbau	
Chemische Struktur	Funktionelle Einheiten in der Polymerkette: - hydrophile Wiederholungseinheiten - hydrophile, saure Endgruppen - reaktive hydrophile Gruppe in der Hauptkette - aromatische Monomere in der Hauptkette - Co-Polymer- und Verbundstoffzusammensetzung.	(Shruti & Kuttralam-Muniasamy, 2019)
Chemische Vernetzung	Durch die Vernetzung wird die molekulare Bewegung eingeschränkt und die Tg erhöht. Mit zunehmendem Vernetzungsgrad wird das Polymer steifer und die Tg steigt entsprechend.	
Polymergrösse	Polymere mit einer kürzeren Kette, einem amorphen Teil und einer weniger komplexen Formel sind anfälliger für den biologischen Abbau durch Mikroorganismen	(Shruti & Kuttralam-Muniasamy, 2019)
Oberflächenchemie	Einfluss auf Mikroorganismen, z. B. über Sorptionseigenschaften	(Shruti & Kuttralam-Muniasamy, 2019)
Oberflächenbeschaffenheit	Raue Oberflächen und Unebenheiten unterstützen die Anlagerung von Enzymen	
Molekulargewicht (Mw)	Im Allgemeinen haben Polymere mit höherem Molekulargewicht höhere Tg-Werte. Ein höheres Molekulargewicht führt aufgrund der stärkeren Verflechtungen und Wechselwirkungen zwischen Polymerketten zu stärkeren intermolekularen Kräften.	(Shruti & Kuttralam-Muniasamy, 2019)
Konzentration und Art der Additive	Weichmacher interagieren mit Polymerketten, reduzieren intermolekulare Kräfte und erhöhen die molekulare Mobilität, wodurch die Tg des Polymers gesenkt und die Flexibilität erhöht wird.	(Shruti & Kuttralam-Muniasamy, 2019)
Umweltfaktoren		
Temperatur	Erhöhte Temperaturen steigern die molekulare Bewegung und enzymatische Aktivität, was in der Regel den biologischen Abbau beschleunigt.	
Feuchtigkeit	Wasser fördert die Hydrolyse und mikrobielle Aktivität, wodurch die Abbaurate erhöht wird.	
pH-Wert	Der pH-Wert beeinflusst die Enzymaktivität und die Zusammensetzung mikrobieller Gemeinschaften, was den Abbau moduliert.	
Vegetation	Die Art der Bepflanzung beeinflusst den Abbau	(Janczak et al., 2020)

Einflussfaktor	Bemerkung	Quelle
UV-Strahlung	UV-Licht kann Polymerketten aufbrechen und die Oberfläche für mikrobiellen Angriff vorbereiten.	
Mikrobielle Aktivität		
Nährstoffe	Verfügbare Nährstoffe unterstützen das Wachstum und die Aktivität abbauender Mikroorganismen.	
Vegetation	Die Art der Bepflanzung beeinflusst den Abbau	(Janczak et al., 2020)
Körnung der Feinerde	Die Körnung der Feinerde moduliert z. B. die Wasserhaltekapazität des Bodens	
Mikroorganismen (Art, Zusammensetzung und Quantität)	Die Diversität und Dichte mikrobieller Populationen bestimmen die Effizienz und Geschwindigkeit des Abbaus.	(Janczak et al., 2020)
Prozessfaktoren		
Umwälzung	Mechanische Bewegung verbessert die Sauerstoffzufuhr und die Verteilung von Mikroorganismen und Substrat.	
Verweilzeit	Längere Aufenthaltszeiten ermöglichen vollständigere Abbauprozesse durch Mikroorganismen.	
Kontrollierte Prozessführung	Gezielte Steuerung von Temperatur, Feuchtigkeit und Belüftung optimiert die Bedingungen für den biologischen Abbau.	

Die Vielzahl der Einflussfaktoren erschwert es, Studien zu finden, die sowohl qualitativ hochwertig als auch direkt vergleichbar sind. Besonders die Verwendung von Additiven oder Blends, die Matrix sowie Unterschiede in den Messmethoden beeinträchtigen die Vergleichbarkeit der Ergebnisse erheblich. Die Vielzahl verschiedener Einflussgrößen führt zu komplexen Wechselwirkungen. Dabei wird deutlich, dass viele der Faktoren nicht isoliert, sondern in wechselseitiger Abhängigkeit zueinander stehen. Dies verdeutlicht die Herausforderung, bei der Bewertung der Abbaubarkeit einzelner Materialien klare, übertragbare Aussagen zu machen.

4.3.2.2 Abbaukontext: umgebungsabhängige Rahmenbedingungen

Abbau im Boden unter Feldbedingungen (unkontrollierte Bedingungen)

Unter Boden versteht das Umweltschutzgesetz die oberste, unversiegelte Erdschicht, in der Pflanzen wachsen können (Art. 7, Abs. 4bis). Diese Definition umfasst den Oberboden (Humus), den Unterboden (verwitterter und strukturierter Mutterboden) sowie die oberste, angewitterte Schicht des Muttergesteins, d. h. in der Regel die obersten 60 bis 120 cm.

Für den Abbau in der offenen Natur oder im Boden sind die Umgebungs- und Bodentemperatur ein zentraler Faktor. Abbildung 15 zeigt den Temperaturverlauf des Bodens über ein Jahr in einer exemplarischen Gemeinde im Schweizer Mittelland. Die Bodentemperatur gemessen in 20 und 35 cm Tiefe erreichte im Jahr 2023 ein Maximum von 22.4 °C (20 cm Tiefe) resp. 21.6 °C (35 cm Tiefe) (Meteotest, 2024). Dies wird nur während einer kurzen Zeitperiode (Juli – September) erreicht und liegt unterhalb der Standardtemperatur von Abbauprozessen im Boden von 25 °C.

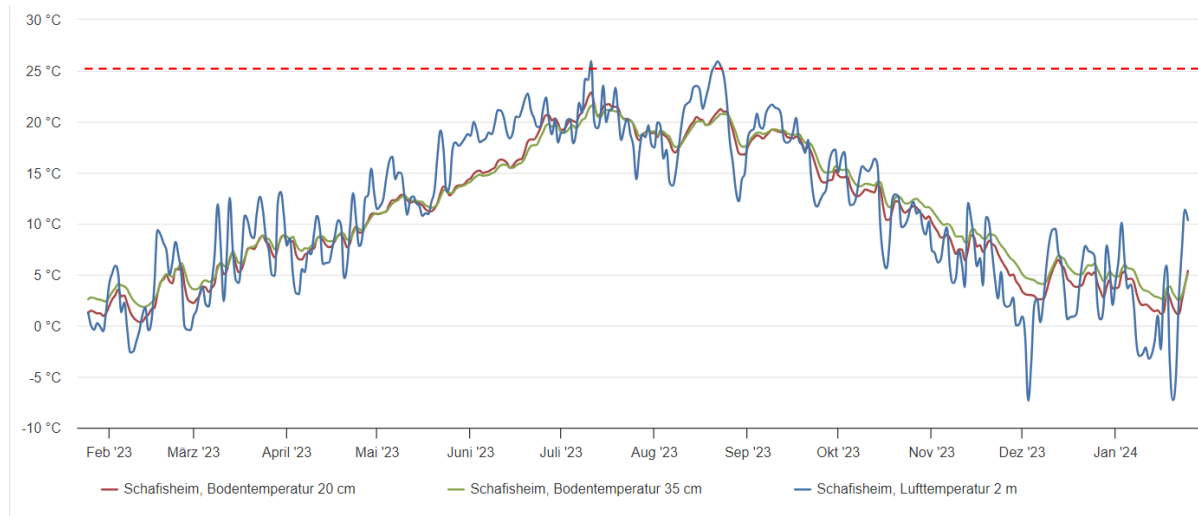


Abbildung 15: Boden- und Lufttemperatur in einer exemplarischen Gemeinde im Schweizer Mittelland für den Zeitraum 25.01.2023 – 25.01.2024 (Meteotest, 2024). Gestrichelte Linie (rot) = Standardtemperatur bei Abbauersuchen im Boden.

Neben der direkten Wirkung auf mikrobielle Aktivität beeinflusst die Bodentemperatur auch indirekte Prozesse wie den sogenannten Priming-Effekt. Dieser beschreibt die Veränderung der Abbauraten von bereits im Boden vorhandener organischer Substanz, ausgelöst durch die Zugabe neuer organischer Materialien – etwa durch BAW. Studien zeigen, dass solche Materialien nicht nur selbst mikrobiell zersetzt werden, sondern auch die Aktivität der Bodenmikroorganismen so beeinflussen können, dass vermehrt bestehender Humus abgebaut wird. Dieser Effekt ist temperaturabhängig und kann bei höheren Bodentemperaturen verstärkt auftreten, was langfristig die Kohlenstoffspeicherung im Boden beeinflussen könnte (Huo et al., 2024). Da Böden eine wichtige Rolle als Kohlenstoffspeicher spielen, gilt eine stabile Kohlenstoffspeicherung als wünschenswert im Hinblick auf den Klimaschutz.

Abbau in Grüngutanlagen ((semi-)kontrollierte Bedingungen)

Kompostierung ist der biologische Abbau und Umbau organischer Abfälle und Reststoffe unter aeroben Bedingungen. Generell startet der Kompostierungsprozess in einer mesophilen Phase in einem Bereich von 25 bis 40 °C. In der zweiten, thermophilen Phase erreicht die Rotte 45 bis 65 °C. Danach folgt eine Abkühlungsphase und zum Schluss die Reifung.

Heimkompostierung und industrielle Kompostierung unterscheiden sich in mehreren Aspekten, etwa hinsichtlich Temperaturführung, Durchmischung und Systemkontrolle. Während industrielle Anlagen in der Regel standardisierte und kontrollierte Bedingungen aufweisen, kommen im privaten Bereich sehr unterschiedliche Heimkompostierungssysteme zum Einsatz, darunter offene Mieten, Trommelkomposter oder geschlossene Behälter. Diese Systemvielfalt kann zu Unterschieden im Temperaturverlauf innerhalb des Komposthaufens führen. Auch innerhalb eines Komposthaufens zeigen sich teils deutliche Temperaturgradienten: Während im Kern hohe Temperaturen erreicht werden, bleibt der Rand deutlich kühler. Je nach Pflegegrad und Systemtyp stellt Gartenkompost somit eine Mischform aus kontrollierter und unkontrollierter Umgebung dar.

Viele Studien zur Heimkompostierung basieren jedoch auf idealisierten Rahmenbedingungen, wie sie in der Praxis häufig nur durch eine konsequente und sachgerechte Führung des Komposts erzielt werden. Vor diesem Hintergrund variieren die in der Literatur angegebenen Temperaturbereiche teilweise deutlich, insbesondere im Hinblick auf die Abgrenzung zwischen mesophilen und thermophilen Bedingungen (Tabelle 16). Relevant wird die Unterscheidung insbesondere dann, wenn in Abbaustudien unter Bedingungen getestet wird, bei denen höhere Temperaturen eingesetzt werden, als sie unter realistischen Bedingungen typischerweise auftreten.

Ein weiterer Entsorgungspfad bietet die industrielle Vergärung, welche anders als die Kompostierung anaerobe Bedingungen benötigt. Hierbei gibt es bis anhin in der Schweiz für den mesophilen Bereich keine Kontrollwerte. Der gewählte Temperaturbereich liegt im Interesse des Anlagenbetreibers, welcher den besten Gasertrag priorisiert. In der Praxis fahren die meisten mesophilen Anlagen im Bereich 37–45 °C, thermophile Anlagen zwischen 52 und 57 °C. Neben der Temperatur spielt auch die Aufenthaltszeit eine wichtige Rolle, da diese von Anlage zu Anlage stark variieren kann (ARGE Inspektorat, persönliche Kommunikation, 11. November 2025).

Tabelle 16: Übersicht und Vergleich von unterschiedlichen Temperaturbereichen in der Literatur für die mesophile und thermophile Phase, für die Heimkompostierung sowie Erfahrungswerte für Grüngutanlagen in der Schweiz.

	Temperatur	Quelle
Mesophiler Bereich	15–42 °C	(Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2005)
	25 und 37 °C	(Merja Itävaara et al., 2002)
	30 ± 2 °C	(Apinya et al., 2015)
	35–40 °C	(Burgstaller et al., 2018)
	20–45 °C	(Bher et al., 2022)
Thermophiler Bereich	45–75 °C	(Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 2005)
	50–55 °C	(Burgstaller et al., 2018)
	55 und 60 °C	(Merja Itävaara et al., 2002)
	58 ± 2 °C	(Apinya et al., 2015)
Heimkompostierung	28 °C	(Nomadolo et al., 2022)
	20–30 °C	(Fogašová et al., 2022)
Industrielle Kompostierung	58 ± 2 °C	(Burgstaller et al., 2018), (Nomadolo et al., 2022)
	≥55 °C/3 Wochen oder ≥65 °C/1 Woche ¹¹	(Baier et al., 2022)
Vergärungsanlagen		
Mesophile Anlagen	37–45 °C	(ARGE Inspektorat, persönliche Kommunikation, 11. November 2025)
Thermophile Anlagen	≥53 °C/24 Stunden oder ≥70 °C/1 Stunde ¹¹	(Baier et al., 2022)
	52–57 °C	(ARGE Inspektorat, persönliche Kommunikation, 11. November 2025)

Der Abbau von Polymeren wird im Labor in verschiedenen Versuchsanordnungen untersucht, welche die Umweltbedingungen bei der industriellen oder Heim- und Gartenkompostierung nachbilden. Es ist anzumerken, dass nur wenige Studien über den Abbau von kompostierbaren Polymeren unter Realbedingungen in grossmassstäblichen Anlagen vorliegen (Mouhoubi et al., 2022). Neuere Untersuchungen dazu stammen unter anderem von Fogašová et al. (2022) sowie Chong et al. (2022). Chong et al. (2022) vergleichen die Desintegrationsraten zweier BAW-

¹¹ Die Temperaturangaben der Qualitätsrichtlinie (Baier et al., 2022) beziehen sich auf die Mindestanforderung zur Hygienisierung, nicht auf den Abbau – sofern nicht ein anderes Verfahren zur Hygienisierung eingesetzt wird (z. B. Pasteurisierung, Dämpfung).

Mischungen für Anwendungen in starren und weichen Verpackungen unter kontrollierten Laborbedingungen und in einer industriellen Kompostieranlage. Die 1 mm dicke, auf PLA basierende Mischung für starre Verpackungen zeigte im Labor nach drei Wochen bereits eine Desintegration von 31.1 %, während unter Realbedingungen in der Anlage nur eine Desintegration von 2.8 % erreicht wurde. Bei der 109 µm dicken, auf PBS basierenden Mischung für weiche Verpackungen lagen die verbleibenden Massen in beiden Umgebungen ähnlich, wobei im Labortest eine stärkere Fragmentierung beobachtet wurde. Als mögliche Ursache für die geringere Desintegration unter Praxisbedingungen werden die Eigenschaften und die Heterogenität des eingesetzten organischen Abfalls genannt. Beide Studien unterstreichen die Bedeutung eines besseren Verständnisses realer industrieller Kompostierbedingungen, um die Eignung der Kompostierung als Behandlungsweg für biologisch abbaubare Kunststoffe fundiert bewerten zu können. Eine Diskussion zum Einfluss unterschiedlicher Testmassstäbe findet sich in Abschnitt 3.5.1 im Zusammenhang mit Abbau-Labels.

Gemäss Istel & Jedelhauser (2021a) sollten Kunststoffe, die in der Landwirtschaft und im Gartenbau eingesetzt werden, möglichst wieder eingeholt und dem Recycling zugeführt werden. Das Recycling von Kunststoffen ist umweltfreundlicher als die Kompostierung von BAW, da ihre Kompostierung keinen Beitrag zur Bodenfruchtbarkeit leistet. Es findet weder ein Humusaufbau statt, noch werden dem Boden pflanzenverfügbare Nährstoffe zugeführt. Auch Ferrentino et al. (2025) kommen zu einem kritischen Befund: Das von ihnen untersuchte Einweggeschirr aus PLA und Mater-Bi erzeugte im Biogasprozess lediglich geringe Mengen an verwertbarem Gas, was die energetische Verwertung zusätzlich infrage stellt.

4.3.2.3 On-Demand Degradation

Es gibt Produkte, bei denen eine gewisse Lebensdauer vorgesehen ist, beispielsweise bei Stammschutzhüllen oder Mulchfolien. Der Begriff On-Demand Degradation bezeichnet den gezielten, zeitlich steuerbaren Abbau eines Materials unter definierten Umweltbedingungen. Im Gegensatz zu klassischen, biologisch abbaubaren Materialien, die bereits beim Kontakt mit Mikroorganismen oder Feuchtigkeit zu degradieren beginnen, setzt der Abbau bei On-Demand-Systemen erst ein, wenn spezifische externe Stimuli vorliegen. Dazu zählen unter anderem Temperaturänderungen, pH-Verschiebungen, enzymatische Auslöser oder mechanische Einwirkungen.

Solche Konzepte werden insbesondere im Bereich funktionaler Verpackungen, Agrarfolien oder Medizintechnik verfolgt, bei denen eine kontrollierte Materialstabilität während der Nutzungsdauer gewährleistet sein muss, gefolgt von einem gezielten Abbau nach Ende des Lebenszyklus. In der Forschung stehen polymerbasierte Materialien im Vordergrund, die durch modifizierte Strukturen oder den Einbau degradierbarer Kopplungseinheiten auf definierte Umweltsignale reagieren.

Im Kontext der Kompostierung stellt On-Demand Degradation eine besondere Herausforderung dar, da die Auslösung des Abbaus mit dem natürlichen Prozessablauf abgestimmt sein muss. Insbesondere bei Heimkompostierung, wo Temperatur, Feuchtigkeit und Durchmischung nicht konstant sind, kann der Abbau verzögert oder unvollständig ablaufen, wenn der notwendige Stimulus nicht in ausreichendem Masse vorhanden ist. Für industrielle Kompostbedingungen hingegen können gezielt Reaktionsfenster definiert werden, die eine reproduzierbare Aktivierung des Abbaus ermöglichen.

Die Bewertung von On-Demand-Systemen im Hinblick auf ihre Umweltverträglichkeit erfordert daher angepasste Prüfprotokolle, die sowohl den Auslösemechanismus als auch die tatsächliche biologische Abbaubarkeit unter Praxisbedingungen berücksichtigen.

4.3.2.4 Messmethoden

Die Bestimmung des biologischen Abbaus kann durch verschiedene Methoden erfolgen (Tabelle 17), darunter physikalische oder respirometrische Methoden (Boey et al., 2021).

Anzumerken ist, dass alle derzeitigen Testmethoden nicht direkt den Grad des biologischen Abbaus messen, sondern vielmehr den Grad der Mineralisierung. Dies liegt daran, dass die entstehende Biomasse aufgrund fehlender geeigneter Methoden nicht berücksichtigt wird. Dennoch wird dieser Wert aus Vereinfachungsgründen als «biologischer Abbaugrad» bezeichnet (Pischedda et al., 2019).

Während unter Laborbedingungen respiratorische Tests zuverlässige Resultate liefern, ist es in Feldversuchen im Boden und bei der Kompostierung nicht möglich die CO₂-Freisetzung des Abbaus isoliert zu messen. Daher müssen Hilfsmessungen wie die verbliebene Oberfläche, FT-IR-Spektroskopie, Thermogravimetrische Analyse (TGA), Kernspinresonanzspektroskopie (NMR) oder Molekulargewichtsanalyse zur Bewertung des biologischen Abbaus herangezogen werden. Diese Methoden stammen überwiegend aus der Forschung und sind nicht Teil standardisierter Prüfverfahren und Normen. Für die Zertifizierung von BAW kommen hingegen normativ definierte Tests zum Einsatz, die unter kontrollierten Bedingungen durchgeführt werden.

Standard-Labortests in Kombination mit den eben beschriebenen Ersatzmessungen ermöglichen es, den biologischen Abbau unter realen Bedingungen wie Boden oder Kompost besser zu bewerten (Sintim et al., 2020). Ein Verständnis der Abbauprozesse und -produkte auf molekularer Ebene bleibt schwierig (Haider et al., 2019).

Die bisherige Forschung zur biologischen Abbaubarkeit von Kunststoffen fokussierte sich überwiegend auf deren potenzielle Abbaueigenschaften unter standardisierten Laborbedingungen. Zunehmend rückt jedoch das reale Verhalten dieser Materialien unter Umweltbedingungen in den Vordergrund. In diesem Kontext untersuchten Pischedda et al., (2019) den Einfluss der Temperatur auf die biologische Abbaugeschwindigkeit und zeigten, dass sich dieser Zusammenhang im untersuchten Bereich gut durch die Arrhenius-Gleichung beschreiben lässt. Aufbauend darauf schlugen die Autoren die Anwendung sogenannter thermischer Abbaukurven (thermal performance curves = TPC) vor, um die temperaturabhängige Abbaukinetik realer Produkte modellieren zu können.

Afshar et al., (2025) und Fogašová et al., (2022) untersuchten den biologischen Abbau von fertigen Produkten im Vergleich zu standardisierten Materialproben unter industriellen Kompostierungsbedingungen. Diese Studien verdeutlichen, dass Faktoren wie Produktform, Materialdicke und spezifische Oberfläche einen erheblichen Einfluss auf die Abbaurate haben und somit die Übertragbarkeit von Labordaten auf reale Anwendungen stark einschränken können.

Tabelle 17: Übersicht über in der Literatur angewendeten Messmethoden bezüglich biologischen Abbaus. In der Spalte Untersuchung werden deutsche und englische Begriffe parallel geführt, um einen möglichst breiten Überblick über die in verschiedenen Studien verwendeten Bezeichnungen für dieselben Messmethoden zu bieten.

Art der Beurteilung	Untersuchung	Erläuterung der Untersuchung	Apparatur/Verfahren	Einheit/ Art
physikalisch	Massenverlust	Abnahme der Polymermasse	Waage	Gewicht/%
		weight loss		
	Molekularer Massenverlust	Verringerung der Molekülmasse	Gelpermeationschromatographie (GPC)	Mw
		relative molecular weight		
	Zugfestigkeit	Veränderung der mechanischen Eigenschaften	Zugprüfmaschine	MPa
		tensile strength / properties		

Art der Beurteilung	Untersuchung	Erläuterung der Untersuchung	Apparatur/Verfahren	Einheit/ Art
	Thermische Stabilität	Veränderung der Temperaturbeständigkeit	Thermogravimetrische Analyse (TGA)	qualitativ
		thermal stability		
optisch	Oberflächenmakromorphologie	Sichtbare Veränderungen (z. B. Risse, Farbe)	Kamera / visuelle Inspektion	qualitativ
		surface macromorphology		
	Oberflächenmikromorphologie	Feinstrukturelle Oberflächenanalyse	Rasterelektronenmikroskop (SEM)	qualitativ
		surface and cross-section morphology		
respirometrisch	CO ₂ -Produktion	Gasentwicklung bei mikrobieller Aktivität	Respirometrisches System / Manometrischer Test	mg CO ₂ /L
		CO ₂ evolution		
	Biologischer Sauerstoffbedarf (BSB)	Biochemischer Sauerstoffbedarf	BOD-Messsystem	mg O ₂ /L
		respiration / oxygen consumption		
chemisch	TOC / DOC (total / dissolved organic carbon)	Abnahme des organischen Kohlenstoffs	TOC-Analysator	mg C/L
spektroskopisch	Chemische Struktur (FT-IR)	Veränderung chemischer Bindungen	FT-IR-Spektrometer	qualitativ
		Fourier-transform infrared spectroscopy (FT-IR)		
	Chemische Struktur (NMR)	Veränderungen auf molekularer Ebene	NMR-Spektrometer	qualitativ
		proton nuclear magnetic resonance (HNMR) spectroscopy		
oberflächenphysikalisch	Kontaktwinkelmessung	Hydrophilie / Hydrophobie der Oberfläche	Kontaktwinkel-Messgerät	Grad (°)
		surface wettability / contact angle		
oberflächenchemisch	O/C-Verhältnis	Sauerstoff- und Kohlenstoffanteil auf der Oberfläche	EDX-Analyse (Energiedispersive Röntgenspektroskopie)	Verhältnis (%)
		oxygen-to-carbon ratio (O/C)		
thermisch	Schmelzverhalten	Änderung der thermischen Eigenschaften	DSC-Gerät	qualitativ
		differential scanning calorimetry (DSC)		

4.3.3 Methode

Für die Charakterisierung der Abbaubarkeit von BAW wurde eine Literaturrecherche durchgeführt und folgende Parameter in der Access-Datenbank (4.5) erfasst:

- **Publikation, Autor, Jahr**
- **Art der Publikation:** Literaturstudie, Abbaueversuch
- **Dauer:** [Tage]
- **Versuchsumgebung:** Labor, Feldversuch
- **Analyse:** Massenverlust, Biodegradation, CO₂-Produktion, Zugbelastung etc.
- **Messmethode:** Manometrischer Respirometrietest, Fourier-Transform-Infrarotspektroskopie (FT-IR), Differenzkalorimetrie (DSC), Thermogravimetrische Analyse (TGA) etc.
- **Material**
- **Probenart:** Film, Granulat, Pellets, Pulver
- **Probendicke:** [mm]
- **Probengrösse:** [mm]
- **Temperatur:** [°C]: Bei der nachfolgenden Einordnung der Literatur (4.3.4) wird in der Regel in Abstimmung mit den Testbedingungen von einer Temperatur von 58 °C für die industriellen Kompostierung ausgegangen (auch wenn kurzzeitig höhere Temperaturen erreicht werden) sowie 28 °C bei der Garten- und Heimkompostierung.
- **pH**
- **Matrix:** Freiluft, Boden, Gärgut, Kompost (Heim- und Garten-), Kompost (Industriell), Salzwasser, Süsswasser
- **Abbaugrad:** [%]

4.3.4 Ergebnisse

Burgstaller et al. (2018) legten mit ihrer umfassenden Literaturübersicht eine wichtige Grundlage für die Bewertung der biologischen Abbaubarkeit verschiedener Materialien. Ihre Arbeit umfasst systematische Angaben zu Abbauraten unter Kompostierungsbedingungen, im Boden, in aquatischen Milieus sowie unter anaeroben Bedingungen. Zudem listen sie Materialien auf, die Zertifizierungen wie «OK Compost», «OK Compost HOME» oder «OK biodegradable MARINE» erhalten haben. Qin et al. (2021) erweiterten diesen Überblick, indem sie Literatur zu den Einflussfaktoren auf den biologischen Abbau zusammengetragen und vergleichend dargestellt haben.

Es gibt Produkte, bei denen eine gewisse Lebensdauer vorgesehen ist (On-Demand Degradation 4.3.2.3), bevor der Abbau einsetzen soll. Šerá et al. (2020) untersuchten mit diesem Schwerpunkt PHA, PBS, PBAT/PLA-Blend und einen experimentellen Polyester (ICL-PN).

Tabelle 18 fasst die gesichtete Literatur nach Material und Matrix zusammen. Die darauffolgenden Abschnitte gehen auf Details, Widersprüche und Modifikationen an den Materialgruppen ein.

Tabelle 18: Literaturübersicht kompakt nach Material und Matrix. Rot: Abbau schlecht, gar nicht; gelb: langsam, grün: schnell; grau: keine Literatur

	Freiluft	Boden	Kompost Heim	Kompost Industriell	Biogas mesophil	Biogas thermophil	Süss-wasser	Salz-wasser
PLA	12, 13, 14	12, 15, 16, 27, 34, 51	18, 27, 30	17, 18, 19, 20, 30	21, 22, 23	23	24, 28	14, 24, 25, 28
PHA (PHB)	26	16, 17, 27, 41, 28, 51	27, 29, 30, 31	17, 20, 27, 30, 31	17, 32	32	33	17, 23, 25
PBS	27	15, 27, 28, 34, 35, 41, 51	27, 36, 53	27, 31, 36, 53	22, 37	37	41	28
PBAT	13	16, 41	38, 39, 40, 36	38, 43	21, 41	41	41	42, 50
PBAT/Stärke	N/A	16, 43, 44, 45, 51	38, 38	20, 38	46	47	48	49
PBAT/PLA	50	16, 51	53	52, 53	54	47, 52	55	50

¹² (Ali et al., 2023)
¹³ (Lingling Hu et al., 2024)
¹⁴ (Coco Ka Hei Cheung & Not, 2024)
¹⁵ (Adhikari et al., 2016)
¹⁶ (Sintim et al., 2020)
¹⁷ (Boey et al., 2021)
¹⁸ (Gioia et al., 2021)
¹⁹ (Naba Kumar Kalita et al., 2021)
²⁰ (Sevil V. Afshar et al., 2025)
²¹ (Yanan Ren et al., 2019)
²² (Gadaleta et al., 2023)
²³ (Merja Itävaara et al., 2002)
²⁴ (Bagheri et al., 2017)
²⁵ (Eronen-Rasmus et al., 2022)
²⁶ (Saw-Peng Yew et al., 2006)

²⁷ (Al Hosni et al., 2019)
²⁸ (Narancic et al., 2018)
²⁹ (Ahsan et al., 2023)
³⁰ (Fogašová et al., 2022)
³¹ (Mouhoubi et al., 2022)
³² (Hegde et al., 2021)
³³ (Read et al., 2024)
³⁴ (Slezak et al., 2023)
³⁵ (Chinaglia et al., 2018)
³⁶ (Schick et al., 2023)
³⁷ (Jin et al., 2022)
³⁸ (Dammak et al., 2020)
³⁹ (D. Meng et al., 2023)
⁴⁰ (L. Wang et al., 2024)
⁴¹ (Burgstaller et al., 2018)
⁴² (C. Lin et al., 2025)

⁴³ (Pischedda et al., 2019)
⁴⁴ (Tosin et al., 2019)
⁴⁵ (Romano et al., 2024)
⁴⁶ (Paola Bracciale et al., 2024)
⁴⁷ (Cazaudehore et al., 2021)
⁴⁸ (Payanthoth et al., 2024)
⁴⁹ (Novamont, 2019)
⁵⁰ (Rebello et al., 2022)
⁵¹ (Maier, 2018) in (Burgstaller et al., 2018)
⁵² (del Campo et al., 2021)
⁵³ (Nomadolo et al., 2022)
⁵⁴ (Álvarez-Méndez et al., 2023)
⁵⁵ (Fu et al., 2020)

4.3.4.1 Polylactide (PLA)

Polylactide (Polymilchsäure) sind eines der am häufigsten hergestellten Biopolymere, und machten im Jahr 2022 20.7 % aller hergestellten Biokunststoffe aus (European Bioplastics e.V., 2022). PLA wird in der Landwirtschaft, in der Medizin und in medizinischen Geräten, einschliesslich temporärer Implantate, sowie für Verpackungen und in der Automobilbranche verwendet und findet auch zunehmend Anwendung in der Textilindustrie (Ali et al., 2023).

Obwohl PLA unter kontrollierten Bedingungen und erhöhter Temperatur biologisch abbaubar ist, ist sie unter natürlichen Umweltbedingungen, vor allem in Gewässern, nicht vollständig abbaubar. PLA zerfällt schneller in Mikroplastik als Kunststoffe auf Erdölbasis und kann eine ernsthafte Bedrohung für die exponierte Biota darstellen (Ali et al., 2023).

PLA besitzt eine Glasübergangstemperatur (T_g) von ca. 60 °C und zeigt unterhalb dieser Temperatur ein sprödes Bruchverhalten. Diese Sprödigkeit wirkt sich nicht nur auf die mechanischen Eigenschaften, sondern auch auf die Abbaubarkeit aus, da starre Polymerketten mikrobiell schwerer angreifbar sind.

Verbesserungen der mechanischen Eigenschaften, insbesondere der Schlagzähigkeit, werden durch Copolymerisation, Blending, Compounding und Additive erzielt. Ein verbreiteter Ansatz ist die Modifizierung der Zähigkeit durch PBAT (Yanan Ren et al., 2019). Der Blend mit PHA wird in 4.3.4.2, mit BPAT in 4.3.4.3 und mit PBS in 4.3.4.3 beschrieben.

Auch Blends mit thermoplastischer Stärke (TPS) fördern die Abbaubarkeit, während die Kombination mit PCL zusätzlich mechanische Defizite von PLA kompensieren kann (Punia et al., 2021).

Freiluft

Der Abbau von PLA erfordert erhöhte Temperaturen im Bereich von 55 bis 175 °C, die in natürlichen Umgebungen in der Regel nicht erreicht werden (Ali et al., 2023). Im Vergleich zu den weiteren in der Studie von Hu et al. (2024) untersuchten bioabbaubaren Polyestern zeigte PLA bei Exposition unter Freiluftbedingungen die geringste Veränderung hinsichtlich chemischer Oberflächengruppen, Hydrophilie, Hydrophobie sowie thermischer Stabilität.

Boden

Unter natürlichen Bodenbedingungen zeigt PLA nur eine sehr geringe biologische Abbaubarkeit. Slezak et al. (2023) untersuchten PLA in Boden unter natürlichen und mit der Schweiz vergleichbaren Bedingungen und berichten über einen Massenverlust von weniger als 0.6 % innerhalb von 12 Monaten. Auch Al Hosni et al. (2019) bestätigten für reines PLA unter Bodenkontakt bei Umgebungstemperatur eine sehr geringe Abbaurate. Sie richten den Fokus auf Reinmaterialien.

Mehrere Studien in einer Literaturstudie zeigen jedoch, dass der biologische Abbau von PLA durch die Zugabe hydrophiler Additive oder durch Polymerblends verbessert werden kann. So wurde in PLA-Mischungen mit Stärke sowie Reisstroh ein beschleunigter Abbau im Boden beobachtet, der auf die erhöhte Wasseraufnahmefähigkeit der hydrophilen Komponenten zurückgeführt wird (Ali et al., 2023).

Darüber hinaus deuten weitere Studien darauf hin, dass lignocellulosehaltige Füllstoffe wie Zellstoff, Holzmehl oder Reisstroh die biologische Abbaubarkeit von PLA-Compounds fördern, da sie den Wasserzutritt erleichtern und den Materialabbau begünstigen (Ali et al., 2023; Lv et al., 2017).

Heim- und Gartenkompost

Der Abbau von PLA im Kompost erfolgt nur unter günstigen Umgebungsbedingungen mit hoher Temperatur, ausreichender Feuchtigkeit und in Anwesenheit geeigneter Mikroorganismen. Erst bei

Temperaturen oberhalb der Glasübergangstemperatur von etwa 55 °C wird die Polymerstruktur so flexibel, dass sie für chemischen und biologischen Abbau zugänglich wird.

Bei mesophilen Temperaturen (25 bis 37 °C) wurde kein nennenswerter Abbau von Poly-L-Lactid (PLLA) beobachtet, während bei 60 °C innerhalb von 120 Tagen ein Abbaugrad von rund 90 % erreicht werden kann (Gioia et al., 2021; Mouhoubi et al., 2022). Daher ist PLA im Hauskompost unter normalen Bedingungen nicht biologisch abbaubar.

Lediglich PLA-haltige Produkte mit einem sehr geringen PLA-Anteil von unter 10 % können die Anforderungen des «OK compost HOME»-Zertifikats erfüllen. Der Einsatz spezieller Additive kann jedoch die Abbaubarkeit auch bei höheren PLA-Gehalten verbessern. So verspricht ein Hersteller, dass durch die Zugabe ihres enzymhaltigen Additivs PLA-haltige Verpackungen mit einem PLA-Anteil von bis zu 33 % die Kriterien des «OK compost HOME»-Zertifikats von TÜV AUSTRIA erfüllen können (Carbiolice, o. J.).

Dem entgegen stehen die Resultate von Fogašová et al. (2022), die beschreiben, dass überraschenderweise einige der Materialmischungen, selbst diejenigen, die mehr PLA als PHB enthalten haben, auch unter Heimkompostierungsbedingungen innerhalb eines Zeitraums von etwa sechs Monaten vollständig biologisch abbaubar waren. Das Ergebnis lässt sich dadurch erklären, dass PLA während des Vermischens im geschmolzenen Zustand mit PHB reagieren könnte. Dieser reaktive Extrusionsprozess könnte dazu führen, dass sich die beiden Polymerbestandteile neu miteinander verestern.

Industrielle Kompostierung

PLA gilt nach SN EN 13432 als kompostierbar. Diese Norm legt fest, dass sich das Material unter industriellen Kompostierungsbedingungen innerhalb von 90 Tagen zu mindestens 90 % zersetzen muss (3.4.1.1).

Gemäss Kalita et al., (2021), zeigte die Zugabe von 5 Gewichts-% entölter Algenbiomasse in PLA eine positive Wirkung auf den biologischen Abbau von PLA-Biokompositen in thermophilem Kompost (58 ± 2 °C). Der hohe Gehalt an elementarem Stickstoff in der Algenbiomasse beschleunigte den Abbauprozess in den PLA-Biokompositen, indem er das mikrobielle Wachstum beschleunigte.

Biogas mesophil

Die beiden Studien von Gadaleta et al. (2024) und Ren et al. (2019) berichten zwar von ähnliche Abbaugraden im mesophilen Bereich (10 % bzw. 8,6 % bei ~35 °C), interpretieren diese jedoch unterschiedlich: Während Gadaleta et al. (2024) einen Abbau von lediglich 10 % unter industriellen, mesophilen Bedingungen als nicht signifikant einstufen und somit skeptisch hinsichtlich der Abbaubarkeit bewerten, interpretieren Ren et al. (2019) selbst einen Abbau von 8,6 % bei 35 °C als Hinweis auf eine prinzipielle Abbaubarkeit des Materials.

Itävaara et al., 2002, untersuchten PLLA im aquatisch anaeroben Test (ASTM D 5210) und im anaeroben Feststoff-Test (ASTM D5511, CEN Draft) bei 37 und 52 °C. Bei 37 °C erreichte PLLA nach 100 Tagen einen Mineralisierungsgrad von rund 60 %. Unter thermophileren Bedingungen von 52 °C, welche den Verhältnissen in einer anaeroben Vergärungsanlage entsprechen, wurde derselbe Mineralisierungsgrad bereits nach 40 Tagen erzielt.

Biogas thermophil

Die Ergebnisse von Itävaara et al., 2002, unterstreichen, dass die Temperatur ein entscheidender Parameter für die Abbaugeschwindigkeit von PLLA ist (vgl. Abschnitt *Biogas mesophil*). Während das Material unter mesophilen Bedingungen weitgehend stabil bleibt, wird unter thermophilen Bedingungen in Kompostierungs- oder anaeroben Behandlungsanlagen ein rascher biologischer Abbau ermöglicht.

Gewässer

In Süß- und Salzwasser ist PLA nicht abbaubar (Narancic et al., 2018).

4.3.4.2 Polyhydroxyalkanoate (PHA), Polyhydroxybutyrat (PHB)

PHA sind eine Gruppe von Biopolyester, die sich auf natürliche Weise intrazellulär in einer Vielzahl von Mikroorganismen wie Bakterien und Archaeen anreichern (Fernandes et al., 2020). Bislang wurden etwa 150 verschiedene PHA-Monomere identifiziert. Die gebräuchlichsten PHAs sind das Poly([R]-3-hydroxybutyrat) (PHB) und sein Copolyester mit [R]-3-Hydroxyvalerat (PHB-HV). PHB ist ein teilkristallines, thermoplastisches Polymer, das aus Mikroorganismen durch Fermentation hergestellt wird. Es hat eine Glasübergangstemperatur von 5 °C und einen hohen Schmelzpunkt zwischen 173 und 180 °C. Aufgrund seiner biologischen Abbaubarkeit und Biokompatibilität wird PHB für biomedizinische, pharmakologische, umwelttechnische und Verpackungsanwendungen eingesetzt (Mouhoubi et al., 2022). PHB wird ohne toxische Metaboliten abgebaut, weshalb das Material auch in Implantaten eingesetzt wird. PHB bzw. PHA-Copolymere werden unter anderem für Saat- und Düngehüllen, Mulchfolien und Gebinde im Pflanzenbau eingesetzt. Auch in Ummantelungen von Herbiziden und Insektiziden findet PHA/PHB Verwendung (Altaee et al., 2016).

PHB und Polyhydroxyoctanoat (PHO) haben dasselbe Rückgrat, aber unterschiedliche Seitenkettenlängen. Aufgrund dieses strukturellen Unterschieds ist PHB hochkristallin und spröde, während PHO ein gummiartiges Material mit geringer Kristallinität ist (Narancic et al., 2018).

Im Allgemeinen weisen PHAs mit einer längeren Seitenkette eine höhere biologische Abbaubarkeit auf als PHAs mit einer kurzen Seitenkette und Copolymere eine höhere biologische Abbaugeschwindigkeit als Homopolymere (Boey et al., 2021).

Freiluft

PHA-Folien unter Bedingungen in der freien Umwelt werden langsamer abgebaut als solche, die im Boden vergraben sind. Die biologische Abbaugeschwindigkeit von PHB-Filmen auf der Bodenoberfläche war um 50 % langsamer als bei eingegrabenen PHB-Filmen. Die Mikrogemeinschaften, über und unter der Bodenoberfläche besiedeln, sind unterschiedlich, was ebenfalls die biologischen Abbauraten beeinflussen kann. Es wurde festgestellt, dass Licht, insbesondere UV-Strahlung, den biologischen Abbauprozess beeinflusst. Mit einer UV-Vorbehandlung wurden PHB-Filme schneller abgebaut als die unbehandelten PHB-Filme (Fernandes et al., 2020).

Boden

Fernandes et al. (2020) fassen in einem Review zusammen, dass die biologische Abbaubarkeit von PHB und ähnlichen Biopolymeren in Böden stark von der Temperatur und der mikrobiellen Aktivität abhängt. In der Regel beschleunigen höhere Temperaturen den Abbau, allerdings kann eine zu hohe Temperatur, wie beobachtet bei 60 °C, den biologischen Abbau wieder verringern. Unterschiede zwischen den Studien sind häufig auf variierende Testbedingungen und die jeweilige Zusammensetzung der Bodenmikroorganismen zurückzuführen. Auch andere Bedingungen und Eigenschaften der PHA-Materialien können die Abbaurate beeinflussen. Insbesondere werden Copolymere (z. B. Poly(3-hydroxybuttersäure-co-3-hydroxyvaleriansäure) (PHBV)) schneller abgebaut als Homopolymere (z. B. PHB) aus der PHA-Familie, wobei die Unterschiede je nach Boden teils erheblich variieren.

In einer Studie in natürlichen Böden wurde PHB hingegen besser abgebaut als PHBV. Die Autoren begründeten diese Ergebnisse mit den Unterschieden in der Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaften im Boden und in der Vielfalt ihrer PHA-Depolymerasen (Fernandes et al., 2020).

Al Hosni et al. (2019) richten den Fokus auf Reinmaterialien. Bei 25 °C und 37 °C unter Laborbedingungen wurde PHA zu 22.4 resp. 57.8 % abgebaut. Im In-situ-Test wurde während 21 Monaten kaum eine Veränderung festgestellt.

Auch Altaee et al. (2016) untersuchten den biologischen Abbau von PHA in verschiedenen Umweltkompartimenten und zeigten, dass PHA in Böden sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben Bedingungen besser abgebaut wird als in Süss- oder Salzwasser. Zudem kann der Abbau von PHB im Boden durch die Reduktion der Kristallinität – etwa durch die Zugabe von Weichmachern oder anderen Polymeren – oder durch eine verbesserte Hydrolyse infolge erhöhter Wasseraufnahme durch hydrophile Additive beschleunigt werden.

Narancic et al. (2018) berichten, dass PHB unter den Bedingungen des Bodentests gemäss ISO 17556 nach 136 Tagen einen vollständigen Abbau erreichte.

Heim- und Gartenkompostierung

Bei niedrigen Temperaturen oder einem niedrigem pH-Wert in der Heim- und Gartenkompostierung wird PHA nur minimal oder gar nicht biologisch abgebaut (Ahsan et al., 2023).

Gutierrez-Wing (2011, in Mouhoubi et al., 2022) untersuchte den Abbau von PHB unter Verwendung des ASTM-Standards. Dabei wurden Folien mit Dicken von 0.5 mm, 1.2 mm und 3.5 mm bei 40 °C und 58 °C getestet. Die Proben zersetzten sich je nach Materialdicke und Temperatur innerhalb von 16 bis 50 Wochen. Die Autoren stellten ausserdem fest, dass das Verhältnis von Ausgangsmasse zu Oberfläche eine wesentliche Rolle spielt. Ihre Ergebnisse zeigen, dass ein Verhältnis von weniger als 67 mg/cm² einen vollständigen Abbau im Kompost innerhalb von weniger als vier Monaten ermöglicht. Der Zusatz des Additivs Tributylcitrat (TBC) verlangsamt den Prozess jedoch (Mouhoubi et al., 2022).

Zu einem anderen Ergebnis kommen Fogašová et al. (2022), die den Abbau verschiedener PHB-Blends und Produktformen untersucht haben. Fast alle getesteten Mischungen bauten sich innert 6 Monaten bei 28 °C ab. Ein wichtiges Ergebnis war zudem die Erkenntnis, dass bei den untersuchten PLA/PHB-Blends die beiden Hauptprozesse der biologischen Abbaubarkeit – Desintegration und Mineralisierung – nicht nur nacheinander, sondern auch parallel ablaufen können. Dieses Verhalten wurde insbesondere bei dickeren Produkten wie Bechern beobachtet. Interessanterweise spielte die Materialdicke zumindest bis zu einem gewissen Grad keine entscheidende Rolle.

Industrielle Kompostierung

Burgstaller et al. (2018) fassen zusammen, dass PHA unter Bedingungen der industriellen Kompostierung (58 °C) während 4 bis 6 Wochen abgebaut wird. Bei Temperaturen von 25 °C, 37 °C und 50 °C wurde PHB als Reinmaterial während zehn Monaten zu 59.4 %, 78.5 % und 95.4 % abgebaut (Al Hosni et al., 2019). Afshar et al. (2025) prüften hingegen die Desintegration von PHA-basierten Produkten gemäss ISO 20200:2015. Die Inkubationsdauer betrug 90 Tage bei 58 °C. Trotz ähnlicher Dicke und nur geringer Unterschiede in der Kristallinität (8.9 % bzw. 13 %) zweier verschiedener Kompostbeutel, zeigten sich deutliche Unterschiede im Desintegrationsverhalten: Ein Beutel erreichte 93 %, während der andere lediglich 75 % erreichte. Dies deutet darauf hin, dass neben Dicke und Kristallinität weitere Faktoren die Desintegration von Produkten aus demselben Polymer wesentlich beeinflussen können.

Biogas mesophil

Hegde et al. (2021) untersuchten den anaeroben Abbau eines PHA-Films bei unterschiedlichen Temperaturen und berichteten bei mesophilen Bedingungen (35–37 °C) über hohe Abbauraten. Sie erreichten bei 35 °C einen Abbaugrad von 87 % innerhalb von nur 16 Tagen. In einer weiteren Studie wurde sogar eine nahezu vollständige Zersetzung (95–100 %) innerhalb von 22 Tagen beobachtet (Greene, 2018, in Hegde et al., 2021). Darüber hinaus zeigte die Positivkontrolle in Hegdes

Versuchen eine Abbauleistung von über 70 % innerhalb der ersten 30 Tage, womit das Vorgehen gemäss ASTM D5511 validiert wurde. Diese Ergebnisse bestätigen, dass mesophile Bedingungen grundsätzlich sehr gut für den anaeroben Abbau von PHA geeignet sind.

Aktuelle Untersuchungen von Lee et al. (2025) ergänzen dieses Bild: Sie berichten von einem Abbaugrad von 90 % innerhalb von zehn Tagen unter mesophilen Bedingungen. Während bisher vor allem teilkristalline PHAs wie PHB im Fokus standen, verweisen die Autoren auch auf das bislang kaum untersuchte Potenzial amorpher PHA (a-PHA), die unter anaeroben Bedingungen eine vergleichbar hohe, teils sogar beschleunigte Abbaubarkeit aufweisen.

Biogas thermophil

Im Gegensatz zu mesophilen Bedingungen zeigte sich der anaerobe Abbau von PHA unter thermophilen Bedingungen (52 °C) deutlich inkonsistenter. Hegde et al. (2021) schliessen, dass thermophile Bedingungen ohne gezielte Prozessoptimierung für den PHA-Abbau ungeeignet sind. Anders als viele andere Biokunststoffe, die typischerweise unter thermophilen Bedingungen gut abgebaut werden, reagiert PHA offenbar sensibel auf erhöhte Temperaturen. Dies deckt sich mit Feststellungen im Review von Fernandes et al. (2020).

Gewässer

Read et al. (2024) fassen zusammen: Wenn dünnwandige (150 µm) Produkte aus PHA in die aquatische Umwelt gelangen und schwimmfähig bleiben, beträgt ihre geschätzte Lebensdauer 1-2 Jahre. Wenn sie absinken und sich im Meeresboden absetzen, beträgt ihre geschätzte Lebensdauer etwa 4-9 Monate.

4.3.4.3 Polybutylensuccinat (PBS)

Polybutylensuccinat (PBS) ist ein teilkristalliner thermoplastischer Polyester, der überwiegend aus petrochemischen (oder biobasierten) Quellen hergestellt wird und hauptsächlich in der Landwirtschaft und für Verpackungen eingesetzt wird. PBS hat einen Schmelzpunkt zwischen 90 und 120 °C und eine niedrige Glasübergangstemperatur von -40 bis -10 °C (Mouhoubi et al., 2022).

PBS weist ähnlichen Eigenschaften wie Polypropylen (PP) auf. Eine Vielzahl polymerer Werkstoffe auf PBS-Basis kann unter Verwendung verschiedener Arten und Verhältnisse von Co-Monomeren hergestellt werden, um eine breite Palette mechanischer Eigenschaften und biologischer Abbaugeschwindigkeiten zu erzielen. Aufgrund seines breiten thermischen Verarbeitungsfensters eignet es sich als Polymer für Spritzguss, Guss- und Blasextrusion und Thermoformung. Allerdings ist die Anwendbarkeit von PBS aufgrund seiner thermischen Stabilität, hohen Entflammbarkeit und relativ schlechten mechanischen Eigenschaften begrenzt (Barletta et al., 2022).

Freiluft

Al Hosni et al. (2019) beobachteten PBS unter Freiluftbedingungen über einen Zeitraum von 21 Monaten und konnten keine Veränderungen feststellen.

Boden

Al Hosni et al. (2019) richten den Fokus auf Reinmaterialien. PBS ohne Beimischungen erreichte einen Massenverlust von 8 % bei 25 °C über einen Zeitraum von 10 Monaten. Der Abbaugrad kann im Blend mit PHB zwar verbessert werden, erfüllt jedoch dennoch nicht den geforderten Abbaugrad (Narancic et al., 2018). Slezak et al. (2023) untersuchten PBS in Boden unter natürlichen und mit der Schweiz vergleichbaren Bedingungen. Der Massenverlust betrug nach 12 Monaten 4.3 %. Dies steht im Widerspruch zu Burgstaller et al. (2018), welche für PBS (bzw. PBSe und PBSeT) eine Abbaubarkeit im Boden von 7 bis 12 Monaten ausgewiesen haben. Am Beispiel von PBSe

untersuchten Chinaglia et al. (2018) den Einfluss der spezifischen Oberfläche und hielten fest, dass das Material chemisch für eine schnelle biologische Abbaubarkeit geeignet ist.

Heim- und Gartenkompost

Al Hosni et al. (2019) richten den Fokus auf Reinmaterialien. Bei 25 °C wurde PBS während 10 Monaten lediglich zu 4 % abgebaut. Schick et al. (2023) geben hingegen an, dass PBS die Bedingungen der Heimkompostierung erfüllt (90 % Abbau bei 28 °C während 12 Monaten). Nomadolo et al. (2022) haben Blends mit PBS untersucht und hielten für einen PBS-PBAT-Blend und einen PBS-PLA-Blend Abbaugrade von 28 % bzw. 50 % in 200 Tagen bei 28 °C fest.

Industrielle Kompostierung

Burgstaller et al. (2018) fassen zusammen, dass PBS unter industriellen Kompostierungsbedingungen während rund 21 Monaten abgebaut wird. Al Hosni et al. (2019) richten den Fokus auf Reinmaterialien. Bei 50 °C wurde PBS während 10 Monaten zu 57 % abgebaut. Dabei liegen sowohl die Zeit als auch die Temperatur unter den Bedingungen der üblichen Abbaubedingungen, das Resultat erreicht aber auch nicht die geforderten 90 %. Mouhoubi et al. (2022) halten fest, dass mit zunehmender Oberfläche die Abbaurate ansteigt und nach 90 Tagen bei Pulver etwa 72 % erreicht (bzw. 61 % für Folien und 14 % für Granulat). Nomadolo et al. (2022) führen an, dass ein PBS-PBAT-Blend nach 120 Tagen einen Abbau von 81 % erreichte, der PLA-PBS-Blend erreichte rund 90 % in 120 Tagen. Die Autoren führen den geringeren Abbau auf die höhere Kristallinität des PLA-Anteils zurück.

Biogas mesophil

Gadaleta et al. (2024) berichten bei 37 °C von einem Abbaugrad von 20 % bzw. 30 % für PBS mit unterschiedlichen Schichtdicken. Jin et al. (2022) untersuchten pelletiertes und pulverisiertes Polybutylenesuccinatadipat (PBSA), welche eine langsame Abbaugeschwindigkeit zeigten und schliesslich am 60. Tag einen biologischen Abbaugrad von 9.4 % bzw. 21.0 % erreichten. Für PBS wurde hingegen kein signifikanter Abbau festgestellt (unter 1 %).

Biogas thermophil

Der biologische Abbaugrad nach 60 Tagen bei 55 °C betrug 23.7 % für pelletiertes und 30.5 % für pulverisiertes PBSA. Im Gegensatz dazu wurde bei PBS kein nennenswerter Abbau beobachtet, mit einem Abbaugrad von unter 1 % (Jin et al., 2022).

Gewässer

Basierend auf der Biodegradationsanalyse gemäss ISO 19679 wurde ein Fischernetz aus PBS innerhalb von 180 Tagen zu 27.3 % abgebaut (Kim et al., 2023). Folien aus PBS erreichten Abbaugrade von 60 % in 90 Tagen (Burgstaller et al., 2018).

4.3.4.4 Poly(butylendipat-co-terephthalat) (PBAT) – PBAT/PLA- und -Stärke-Blends

Poly(butylendipat-co-terephthalat) (PBAT) ist ein aliphatisch-aromatischer Copolyester, der sich durch gute mechanische Verformungseigenschaften auszeichnet und daher häufig in Mischungen mit anderen BAW eingesetzt wird, um deren mechanische Eigenschaften zu verbessern. Typische Anwendungen sind Mulchfolien und Verpackungsmaterialien.

PBAT/PLA-Blends, wie Bio-Flex oder Ecovio, sind kommerziell erhältlich und nach EN 13432 zertifiziert. Ein hoher PBAT-Gehalt in solchen Mischungen verringert jedoch die Abbaubarkeit, was auf den Anteil aromatischer Strukturelemente im PBAT zurückgeführt wird. In mehreren Studien wurde daher versucht, die Abbaubarkeit dieser Polyester durch Zusatzstoffe wie Photokatalysatoren, Salze oder organische Säuren zu verbessern (Rebelo et al., 2022).

Auch Blends mit plastifizierter (PS) oder thermoplastischer Stärke (TPS), wie in Mater-Bi, sind weit verbreitet. Aufgrund der geringen Kompatibilität von PBAT und Stärke kommen häufig Kompatibilisatoren oder Weichmacher zum Einsatz (D. Meng et al., 2023). Diese können jedoch die biologische Abbaurate beeinflussen, wie etwa bei Verwendung von PBATg-MA, das zu einer Verringerung des Abbaus führte (Dammak et al., 2020).

Freiluft

Nach einem Jahr zeigte eine PBAT-Mulchfolie zwar deutliche Ausbleichung, jedoch keine mechanischen Beeinträchtigungen und lediglich etwa 10 % Massenverlust; Hu et al. (2024) bewerten dies erstaunlicherweise nicht als schlechtes Ergebnis. Man könnte jedoch anführen, dass die Testbedingungen ohne Bodenkontakt kein verlässlicher Rückschluss auf den angestrebten biologischen Abbau einer Mulchfolie zulassen.

Boden

Burgstaller et al. (2018) fassen zusammen, dass PBAT im Boden während 7 bis 12 Monaten abgebaut wird (bei 20 bis 28 °C). In Abbauprüfungen zeigten kommerzielle PBAT-Folien hingegen nach 80 Tagen noch eine Restmasse von 98 % (C. Lin et al., 2025), was auf eine sehr geringe Abbaurate schliessen lässt.

Die Abbauphysik von PBAT/PLA-Mischungen ist ebenfalls stark temperaturabhängig: Nach 33 Wochen wurden bei 58 °C 9.2 % PBAT und 6.1 % PLA abgebaut, bei 25 °C dagegen nur 2.3 % bzw. 1.7 % (Dissanayake et al., 2024). Die Autoren zeigten zudem, dass die Mischung im Boden andere Auswirkungen auf die Humusbildung hat als die Einzelpolymere. Unter natürlichen Bedingungen erwiesen sich PBAT/PLA-Blends als weniger abbaubar als PBAT oder PLA allein (Rebello et al., 2022).

Für PBAT/Stärke-Blends wie Mater-Bi wurde in mehreren Studien ein unzureichender Abbau unter realitätsnahen Bedingungen festgestellt. Pischedda et al. (2019) zeigten, dass bei Temperaturen von 15 °C, 20 °C und 28 °C nach 385 Tagen nur Abbaugrade von 28 %, 38 % bzw. 79 % erreicht wurden, womit die Anforderungen der Norm EN 17033 für Mulchfolien nicht erfüllt wären. Huo et al. (2024) stellten bei Temperaturen zwischen 20 °C und 30 °C über verschiedene Böden hinweg lediglich einen Abbau von ca. 5 % nach 150 Tagen fest. Auch Tosin et al. (2019) konnten nur im Sample mit der grössten spezifischen Oberfläche die Testbedingungen für den biologischen Abbau in Boden gemäss Standard ASTM D 5988–12 erreichen. In einer nachfolgenden Publikation stellten die Autoren für Mater-Bi-Mulchfolien ein Abbau von 88 % nach 364 Tagen fest (Tosin et al., 2020), womit der geforderte Abbau knapp nicht erreicht würde. Ein Feldversuch über 3 Jahre zeigte, dass der biologische Abbau zunächst sehr langsam verläuft und erst nach etwa 1.5 Jahren zunimmt, wobei eine saisonale Abhängigkeit mit verstärktem Abbau im Sommer festgestellt wurde (Sintim et al., 2020).

Romano et al. (2024) untersuchten den biologischen Abbau von Mater-Bi-Mulchfolien über einen Zeitraum von sechs Monaten bei drei unterschiedlichen Temperaturen: 20–25 °C (Raumtemperatur), 30 °C und 45 °C. Die Ergebnisse zeigten nicht nur eine deutliche Temperaturabhängigkeit des Abbaubehaltens, sondern auch einen Einfluss der Folienfarbe. Bei Raumtemperatur erreichte die weisse Folie einen Abbaugrad von bis zu 69.1 %, während die schwarze Variante lediglich 51.36 % erreichte. Eine Temperaturerhöhung auf 30 °C führte bei der weissen Folie zu einem weiteren Anstieg des Abbaugrades auf 88.90 %, wohingegen bei der schwarzen Folie ein Rückgang auf 38.86 % beobachtet wurde. Bei 45 °C konnte bei beiden Folientypen keine biologische Abbauphysik festgestellt werden.

Weitere Faktoren können den Abbau beeinflussen: zum Beispiel bestrahlten De Hoe et al. (2019) nicht fotostabilisierte, transparente PBAT-Folien und stellten fest, dass die UV-Bestrahlung zu

Querverbindungen zwischen den Polyesterketten führte, was die Fähigkeit der Folie, enzymatisch hydrolysiert zu werden, stark beeinträchtigte.

Heim- und Gartenkompostierung

Die vergleichsweise niedrigen Temperaturen in Heimkompostsystemen führen häufig zu unzureichenden Abbauraten. So erreichten PBAT-Stärke-Blends bei 28 °C nach 90 Tagen lediglich etwa 50 % Abbau (D. Meng et al., 2023). Auch PBAT/PLA- und PBAT/PBS-Blends zeigten unter denselben Bedingungen deutlich verlangsamte Abbauraten: Nach 120 Tagen lagen diese bei 28 % (PBAT/PLA) bzw. 50 % (PBAT/PBS); ein weiterer Anstieg wurde nur beim PBAT/PBS-Blend beobachtet, der nach 200 Tagen rund 72 % Abbau erreichte, während PBAT/PLA bei 50 % stagnierte (Nomadolo et al., 2022).

Auch für reines PBAT ist der Temperatur-Effekt deutlich: Bei einem Anstieg der Kompostierungstemperatur von 30 °C auf 58 °C erhöhte sich der Abbaugrad von 11 % auf 90 % (Saadi et al., 2013, in L. Wang et al., 2024). Zudem wurde festgestellt, dass die Abbaubarkeit von PBAT je nach Kompostsubstrat variiert – in Mistkompost erfolgt der Abbau schneller als in Garten- oder Küchenkompost (Y. Wang et al., 2023). Gemäss Schick et al., (2023) ist PBAT für Heimkompostierung geeignet.

Industrielle Kompostierung

Sowohl PBAT als auch PBAT/Stärke-Blends halten das Label für industrielle Kompostierung nach DIN EN 13432.

Nomadolo et al. (2022) konnten bei kontrollierter Kompostierung innerhalb von 120 Tagen einen, gemäss der Norm vollständigen Abbau (ca. 90 %) für PBAT/PLA-Blends und rund 82 % für PBAT/PBS-Blends dokumentieren.

Bezüglich Blends wird auch festgestellt, dass der Abbau von PBAT unter Kompostierungsbedingungen wesentlich langsamer erfolgt als der von PLA allein. Während PLA unter thermophilen Bedingungen nach 16 Tagen nahezu abgebaut ist, ist für den Abbau von PLA/PBAT-Mischungen und PBAT eine wesentlich längere Inkubationszeit erforderlich (del Campo et al., 2021). Bei 58 °C wird Ecovio in unter 90 Tagen über 90 % abgebaut (del Campo et al., 2021).

Biogas mesophil

Ren et al. (2019) halten bei 35 °C einen Abbau von 5.9 % fest. Burgstaller et al. (2018) konstatieren Co-Polyestern wie PBAT generell keine Abbaubarkeit unter anaeroben Bedingungen.

Für Mater-Bi wurden unter mesophilen Bedingungen (35 °C) Abbauraten zwischen 10 % und 30 % innerhalb von 40 bis 81 Tagen festgestellt. Auch die Methanproduktion aus Mater-Bi-Tüten blieb mit 144–186 L/kgVS in 30 Tagen gering. Insgesamt deuten die Ergebnisse darauf hin, dass bei typischen Verweilzeiten von 20 bis 30 Tagen in Monovergärungsanlagen nur ein begrenzter biologischer Abbau dieser Materialien zu erwarten ist (Paola Bracciale et al., 2024).

Ähnlich geringe Abbauraten wurden auch für PBAT/PLA-Blends festgestellt. Álvarez-Méndez et al. (2023) untersuchten die anaerobe Abbaubarkeit unter praxisüblichen Bedingungen in mesophilen Vergärungsanlagen. Sie stellten fest, dass alle getesteten Tüten bei 35 °C nur sehr begrenzt abgebaut wurden (Massenverluste zwischen 1.79 % und 24.61 %). Der Abbaugrad stand dabei in keinem Zusammenhang mit dem PLA/PBAT-Verhältnis, wobei die NMR-Analyse zeigte, dass vorwiegend der PLA-Anteil vom Abbau betroffen war. Weder konnten Abbauprodukte in der Gärrest-Fraktion (< 2 mm) nachgewiesen werden, noch erfüllte eines der getesteten Materialien die Anforderungen der Norm EN 13432. Auch ergänzende Studien bestätigten die geringe anaerobe Abbaubarkeit von PBAT/PLA-Blends: Bei einer Temperatur von 35 °C wurden nur 2–8.6 % Abbau erreicht.

Biogas thermophil

Burgstaller et al. (2018) schreiben Co-Polyestern wie PBAT generell keine Abbaubarkeit unter anaeroben Bedingungen zu. Frühere Studien haben gezeigt, dass der Abbau von PBAT hauptsächlich von Pilzen abhängt, die jedoch in einer anaeroben Umgebung kaum aktiv sind (Jin et al., 2022). Die Vergärung dreier biologisch abbaubarer Kaffee kapseln, zwei davon aus Ecovio (58 % Abbau) und Mater-Bi (47 % Abbau), verlief unter thermophilen Bedingungen zwar deutlich effizienter als unter mesophilen (Cazaudehore et al., 2021), blieb jedoch deutlich hinter einem vollständigen Abbau zurück. Auch kleine Fragmente (< 1 mm) von Mater-Bi-Tüten wurden unter thermophiler Vergärung innerhalb von 90 Tagen zu lediglich 55 % in Methan umgewandelt (Cazaudehore, 2023).

Gewässer

Die Abbaurate von PBAT in aquatischen Systemen ist gering (Y. Wang et al., 2023). Auch Burgstaller et al. (2018) geben für PBAT sowohl für Süss- wie auch Salzwasser an, dass der Abbau 1.5 Jahre überschreitet. Kommerzielle PBAT-Membranen wiesen nach 80 Tagen in Meerwasser eine Restmasse von 99 % auf. Bei niedrigerer Temperatur und höherer Salinität betrug der Masseverlust nach 90 Tagen lediglich 1.2 % (C. Lin et al., 2025).

In mariner Umgebung wurde die Abbaubarkeit von PLA/PBAT-Mischungen in In-situ-Versuchen bewertet, bei denen die Proben in regelmässigen Abständen, meist halbjährlich, entnommen wurden. Die Materialien zeigten nach drei Jahren weiterhin strukturelle Integrität mit nur reduziertem mechanischem Leistungsvermögen (Rebelo et al., 2022). Auch in Süsswasser erwiesen sich PLA/PBAT-Blends als vergleichsweise stabil: Nach 24 Monaten konnten zwar strukturelle und chemische Veränderungen beobachtet werden, jedoch blieb die Abbaurate geringer als bei den jeweiligen Einzelpolymeren (Fu et al., 2020).

Der Einbau von Glycolsäureeinheiten (GA) kann die Hydrolyse in Anwesenheit von Wasser beschleunigen; PBATGA-Copolymere werden daher als potenziell geeignete Materialien für Anwendungen mit direkter Umweltfreisetzung diskutiert.

Laut Herstellerangaben ist Mater-Bi in mariner Umgebung biologisch abbaubar (UNI EN ISO 19679:2018), mit einer Abbaurate vergleichbar zu Papier und einem vollständigen Abbau innerhalb eines Jahres, abhängig von der Produktgrösse (Novamont, 2019). In Süsswasser traten deutliche Unterschiede in der Abbaubarkeit unter verschiedenen Umweltbedingungen bei geringer biologischer Aktivität zutage: In einem Süsswasserfeuchtgebiet wurde Mater-Bi lediglich zu 1.5 % abgebaut, während unter kontrollierten Laborbedingungen innerhalb von vier Wochen ein Abbaugrad von 42.8 % erreicht wurde (Payanthoth et al., 2024). Auch unter diesen Bedingungen wären die Kriterien für einen biologischen Abbau klar nicht erfüllt.

4.3.5 Diskussion

Die vorliegenden Ergebnisse zur biologischen Abbaubarkeit von BAW verdeutlichen die Komplexität der Bewertung unter realen Umweltbedingungen. Während zahlreiche Studien die prinzipielle Abbaubarkeit unter standardisierten Laborbedingungen belegen, bleibt die Übertragbarkeit auf natürliche oder technische Umgebungen vielfach unklar. Dies betrifft insbesondere die Heimkompostierung sowie den Abbau im Boden, wo Temperatur, Feuchtigkeit und mikrobielle Aktivität stark schwanken. Besonders relevant für die Praxis ist die Erkenntnis, dass gemäss aktuellem Wissenstand bestimmte BAW-Produkte – wie z. B. PLA-Mulchfolien – unter mitteleuropäischen Klimabedingungen, insbesondere im Schweizer Klima, nicht zuverlässig abgebaut werden. Trotz ihrer Bewerbung als biologisch abbaubar zeigen Untersuchungen, dass die Abbauprozesse bei zu niedrigen Temperaturen nicht ausreichend aktiviert werden. Daher wird beim Einsatz solcher BAW-Folien in der Schweiz zum jetzigen Wissensstand von den Autoren eine Rückholung empfohlen, da Rückstände im Boden verbleiben können und eine vollständige

Zersetzung nicht gewährleistet ist. Die Forschung zum Abbau unter realistischen Umweltbedingungen ist noch im Gange und muss in zukünftige Bewertungen einbezogen werden.

Unter Freiluftbedingungen ist gemäss aktueller Literatur für keines der untersuchten Materialien ein gesicherter Abbau nachgewiesen. Einzig PHA (PHB) sowie ein PBAT/PLA-Blend zeigen einen Abbaugrad, der sich im Bereich des Zielwertes bewegt. Im Boden bedenkenlos abbaubar ist gemäss der Literaturrecherche nur PHA (PHB). Für PBAT und PBS bestehen einzelne Quellen, die einen Abbau dokumentieren. Narancic et al. (2018) weisen zudem PCL und TPS als im Boden abbaubar aus.

Ein zentrales Problem stellt die Heterogenität der Testmethoden dar. Die mangelnde Standardisierung erschwert eine vergleichende Bewertung des Abbaus. Die Verwendung unterschiedlicher Abbaumethoden, Probenformen und Additive führt zu einer grossen Streuung der Ergebnisse des Abbaugrads, wie Abschnitt 4.3.4 zeigt. Besonders kritisch ist dabei, dass viele Studien und Methoden auf idealisierte Bedingungen zurückgreifen, die in der Praxis kaum erreicht werden. Ein vielversprechender Ansatz bietet hier die europäische Compostable by Design Plattform mit ihrem Leitfaden für eine harmonisierte und feldtaugliche Methode zum Nachweis des Abbaus unter Realbedingungen auf unterschiedlichen Kompostierungsanlagen (CbDP, 2025).

Die stoffliche Verwertung bietet grundsätzlich besser kontrollierbare Rahmenbedingungen, jedoch besteht weiterer Forschungsbedarf hinsichtlich des biogenen Potenzials von BAW – etwa im Hinblick auf Humusbildung, Nährstoffrückführung oder Biogasenergie. Die vorliegende Arbeit gibt daher keine abschliessende Einschätzung darüber, welches End-of-Life-Szenario die grössten ökologischen Vorteile mit den geringsten negativen Auswirkungen verbindet.

Eine weitere Herausforderung liegt in der Diskrepanz zwischen Material- und Produktebene. Viele Studien untersuchen die Abbaubarkeit von Polymerfilmen, ohne zu klären, ob sich diese Ergebnisse auf fertige Produkte übertragen lassen. Faktoren wie Materialdicke, spezifische Oberfläche oder Zusammensetzung von Additiven beeinflussen den Abbauprozess erheblich. Die Literatur schlägt hierfür alternative Bewertungsansätze vor, etwa die Anwendung thermischer Abbaukurven (TPC) basierend auf Arrhenius-Gleichungen, um den Abbau realer Produkte im Temperaturbereich von 15 bis 28 °C besser vorherzusagen (Pischedda et al., 2019). Allerdings bleibt offen, inwieweit Umweltfaktoren wie pH-Wert, Feuchtigkeit oder mikrobielle Diversität in diese Modelle einbezogen werden können.

Zwar verlangen die geltenden Normen (Kapitel 3) Tests an fertigen Produkten, doch lassen sich diese Resultate wiederum nicht ohne Weiteres auf natürliche Umgebungen übertragen.

Schliesslich ist die Bewertung der Umweltverträglichkeit von zeitlich gesteuertem Abbau (On-Demand-Degradation) bislang unzureichend. Solche Produkte versprechen zwar Vorteile durch eine gezielte Abbaubarkeit nach einer definierten Nutzungsdauer – etwa bei Mulchfolien oder Saatgutummantelungen. Besonders im Bereich der Land-, Garten- und Forstwirtschaft erscheint ihre Anwendung sinnvoll. Gleichzeitig erfordert sie jedoch eine besonders sorgfältige Prüfung hinsichtlich möglicher Rückstände im Boden sowie potenzieller ökotoxikologischer Wirkungen.

Biologische Abbaubarkeit hängt von verschiedenen Faktoren ab. Die breite Streuung der Resultate von Abbautests im Boden legt nahe, dass verschiedene biotische und abiotische Faktoren einen so grossen Einfluss auf den Abbau haben, dass Aussagen betreffend der Abbaubarkeit von Materialien unter Laborbedingungen praktisch wenig Aussagekraft haben.

4.4 Umweltrelevanz

Das Ziel dieses Kapitels ist es, die möglichen Auswirkungen von Kunststoffeinträgen – insbesondere Mikroplastik – auf das Bodenökosystem zu analysieren. Im ersten Teil wurde eine Literaturrecherche von BAW-Partikeln auf diverse Organismen durchgeführt. In den darauffolgenden Teilen erfolgt eine ökotoxikologische Bewertung von Mikroplastik aus BAW, um fundierte Risikoabwägungen im Umgang mit diesen Materialien zu ermöglichen.

4.4.1 Zusammenfassung

Abklärungen zu den ökotoxikologischen Auswirkungen von BAW in der Lebensmittelindustrie (Bsp. Verpackungen), der Landwirtschaft (Bsp. Siloballenfolie, Mulchfolie) oder bei Freizeitprodukten (Bsp. Einweggeschirr, Golfbälle) sind von grosser Relevanz. In der wissenschaftlichen Literatur finden sich ökotoxikologische Untersuchungen mit einer grossen Bandbreite an Testorganismen wie Mikroflora (Bakterien, Pilze, Algen), Mikrofauna (tierische Einzeller, Nematoden), Makrofauna (Regenwürmer), Kulturpflanzen und menschlichen Zellen. Mögliche Effekte von BAW können grob in endokrine (hormonelle) Störungen, veränderte oder verminderte Enzymaktivität, Diversität der Mikroorganismen, zellschädigende (cytotoxisch) und erbgutschädigende (genotoxisch) Auswirkungen, Hemmung der Biomasseproduktion, Verhaltensänderungen sowie letale Effekte unterteilt werden.

Die ökotoxikologischen Effekte von BAW sind bislang nur unzureichend erforscht. Eine der wenigen bislang vorliegenden ausführlichen Untersuchungen stammt von Zimmermann et al. (2020), die eine breite Untersuchung mit einer grossen Zahl verschiedener Materialien und Tests durchgeführt haben. Ergebnisse aus Langzeitversuchen mit den Auswirkungen von Mikroplastik aus BAW auf das Bodensystem konnten keine gefunden werden. Es wurde daher versucht, von Auswirkungen bestimmter Kunststoffe auf einzelne Organismen, auf ein Gesamtbild dieser Wechselwirkungen zu schliessen.

In der Literatur werden toxische Effekte von BAW (biologisch oder fossil basiert) auf verschiedene Organismen beschrieben. Die Ursachen für die ökotoxischen Effekte sind nicht abschliessend geklärt. Abhängig von dem Material, dem Verarbeitungsgrad (Rohmaterial, Endprodukt), verwendeten Additiven, der Partikelgrösse und -form (Makro-, Mikro-, Nanoplastik), dem Materialzustand (kompostiert, chemisch unverändert) und dem Testorganismus treten unterschiedliche Effekte auf. Beispiele dafür sind hemmende Auswirkungen von PBAT und PLA auf die Wurzelbiomasse (F. Meng et al., 2021; W. Yang et al., 2021), sinkende Reproduktionsraten von Regenwürmern unter Einfluss von PLA und Polypropylencarbonat (PPC) (Boots et al., 2019; Ding et al., 2021) oder die veränderte Zusammensetzung von arbuskulären Mykorrhizapilzgemeinschaften (F. Wang et al., 2020). Die ökotoxikologischen Auswirkungen scheinen spezifisch mit dem Endprodukt zusammenzuhängen. Endprodukte aus BAW haben tendenziell stärkere toxische Auswirkungen als ihr Rohmaterial, was auf Veränderungen durch die Verarbeitung (z. B. durch Additive) schliessen lässt (Zimmermann et al., 2020). Vergleichsstudien zwischen BAW und konventionellen Kunststoffen zeigen zudem auf, dass BAW nicht weniger (phyto-)toxische Auswirkungen zeigen als konventionelle, nicht-bioabbaubare Kunststoffe (Schöpfer et al., 2020; Serrano-Ruiz et al., 2018; F. Wang et al., 2020; W. Yang et al., 2021). BAW können im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen sogar ein erhöhtes ökotoxikologisches Risiko darstellen, da sie potenziell schädliche Stoffe, darunter Additive, durch ihren schnelleren Abbau in grösseren Mengen in die Umwelt freisetzen können.

Basierend auf der gesichteten Literatur empfiehlt es sich, den ökotoxikologischen Auswirkungen von BAW mehr Aufmerksamkeit zu widmen. Wenn auch in vielen Studien für bestimmte Materialien keine negativen Auswirkungen festgestellt wurden, bestehen klare Hinweise zu toxischen Effekten einer

Vielzahl von Materialien, Materialmischungen, deren Endprodukten und enthaltenen Additiven. Akkumulationseffekte im Nahrungsnetz des Bodensystems und indirekte Auswirkungen von BAW erzeugen Unsicherheit und drängen im Sinne des Vorsorgeprinzips zu einem sorgfältigen Einsatz, zur genaueren Überwachung und einem klar geregelten Entsorgungsweg. Ökotoxikologische Untersuchungen und allfällige darauffolgende Regulierungsmassnahmen sollten nicht auf Stufe des Rohmaterials angesetzt werden, sondern auf Stufe des Endprodukts, da Verarbeitung (z. B. Additive) und Materialmischungen sich massgebend auf die Toxizität auswirken.

In der wissenschaftlichen Literatur finden sich weiter Hinweise, dass BAW in Wechselwirkung mit antibiotikaresistenten Mikroorganismen und Pestiziden treten können. Mikroplastikpartikel aus BAW weisen aufgrund ihrer Oberflächenbeschaffenheit und Abbaubarkeit eine andere Dynamik mit diesen potenziell gefährdenden Organismen und Substanzen auf. Dadurch steigt das Risiko der Vermehrung von antibiotikaresistenten Keimen sowie dem Vorkommen von toxischen Pestizid-metaboliten.

PFAS werden z. B. in BAW-Produkten eingesetzt, welche Wasser und Öl abstossende Filme benötigen. Mit der Zunahme von BAW-basierten Lebensmittelverpackungen steigt somit auch das Risiko, dass PFAS dabei zur Anwendung kommen.

Des Weiteren gilt es dem Einsatz von genetisch modifizierten Organismen in Kombination mit BAW Beachtung zu schenken, da diese vermehrt in der biotechnologischen Herstellung von BAW verwendet werden.

4.4.2 Einleitung

Direkte und indirekte Einträge von Kunststoff in das Bodenökosystem – sei es im Makro-, Mikro-, oder Nanobereich – sind eine Folge der weitverbreiteten Nutzung von Kunststoffmaterialien. Zahlreiche Studien weisen darauf hin, dass solche Einträge die Bodenstruktur verändern und sowohl das Edaphon als auch Kulturpflanzen beeinflussen können. So zeigen Untersuchungen, dass der Eintrag von Kunststoffpartikel zu einer Veränderung der Bodenstruktur führen kann (de Souza Machado et al., 2018; Rillig, 2012).

Gemäss Krieger (2019) haben die Plastikpartikel im Makro-, Mikro- und Nanobereich aufgrund veränderter Bodeneigenschaften (teilweise Verbesserung der Durchlüftung des Bodens oder des Wassertransports) signifikanten Einfluss auf das Edaphon. Veränderungen physikalischer Parameter wie Lagerungsdichte, Aggregatstruktur und Wasserrückhaltevermögen können das Pflanzenwachstum auf unterschiedliche Weise beeinflussen. Eine reduzierte Lagerungsdichte bei gleichzeitig erhöhter Durchlüftung kann das Pflanzenwachstum fördern, während eine veränderte Aggregatstruktur zu einer Verschiebung innerhalb der mikrobiellen Gemeinschaft führen kann, was unter Umständen eine gestörte Stickstofffixierung und damit ein vermindertes Pflanzenwachstum zur Folge hat (Bertling et al., 2021; Leifheit & Rillig, 2020; Zhou et al., 2020).

Mikroplastik kann zudem direkt von Bodenorganismen aufgenommen werden, was deren Stoffwechsel beeinflusst. Der Verzehr kann die Verfügbarkeit von Nährstoffen und Energie reduzieren und dadurch eine erhöhte Mortalität verursachen (Boots et al., 2019; Istel & Jedelhauser, 2021b; Su et al., 2022; Zhou et al., 2020).

Der folgende Abschnitt beleuchtet spezifisch die ökotoxikologischen Auswirkungen von BAW-Mikroplastik und erschliesst Informationen, die eine fundierte Risikoabwägungen im Umgang mit BAW ermöglichen. Im ersten Teil wurde hierzu eine Literaturrecherche zu den Effekten von BAW-Partikeln auf verschiedene Organismen durchgeführt. In den darauffolgenden Abschnitten werden der ökotoxische Einfluss sowie mögliche Wechselwirkungen diskutiert.

4.4.3 Methode

Zur Abklärung potenziell ökotoxikologischer Auswirkungen von BAW im Bodenökosystem wurde eine systematische Literaturrecherche durchgeführt. Zur Unterstützung wurden Datenbanken (Web of Science, Google Scholar) und KI-gestützte Recherchetools (Research Rabbit) verwendet. Die zentralen Suchbegriffe in der Abfrage von Literatur waren «biodegradable», «plastics», «ecotoxicity», «toxicity» sowie «additives». Nach Ermittlung der wichtigsten Übersichtsartikel wurden deren zugrundeliegende Artikel recherchiert und die jeweiligen Kunststofftypen, Forschungsdesigns und Ergebnisse in Tabellen sowie der Datenbank zusammengeführt. Ausgeschlossen von der Literaturrecherche zur generellen Ökotoxikologie von BAW wurden Studien, die Kunststoffe untersuchten, welche nicht als bioabbaubar gelten. Kunststoffe wie PBAT, die zwar petrochemisch basiert sind, aber als abbaubar gelten, wurden berücksichtigt. Aufgrund der geringen Datenlage wurde in der Arbeit zu den Additiven und Wechselwirkungen Erkenntnisse, die auf Forschung mit konventionellem Kunststoff basieren, als Ausgangspunkt verwendet. Darauf aufbauend wurde mittels der wenigen Forschung, die es im Zusammenhang mit BAW gibt, die spezifischeren Zusammenhänge für BAW diskutiert.

4.4.4 Ergebnisse

4.4.4.1 Toxizität: Fokus BAW

Dieser Abschnitt fasst Literatur zu ökotoxischen Effekten von BAW systematisch zusammen. Dabei wurden die Ergebnisse nach Kunststofftypen strukturiert, um die Auswirkungen der spezifischen Polymertypen besser sichtbar zu machen.

Poly lactide (PLA)

BAW aus Polylactiden (PLA) sind sehr präsent. Die physikalischen Materialeigenschaften sind vergleichbar mit petrochemisch hergestelltem Polystyrol. Die stoffliche Grundlage zur Herstellung von PLA wird aus nachwachsenden Rohstoffen wie Mais bezogen.

Adhikari et al. (2016) untersuchten die Auswirkungen von Mulchfolien auf den Stickstoffkreislauf der Bodenbakterien. Die Zugabe einer PLA-Mulchfolie führte im Vergleich zu Bodenproben ohne Zugabe von PLA zu einer um 26 % verminderten Oxidationsaktivität von Nitrit und Ammonium (Adhikari et al., 2016). Im Gegensatz dazu stellten Barragán et al. (2016) keine verringerte bakterielle Enzymaktivität bei Zugabe von PLA-Mulchfolie fest. Dieser Unterschied kommt durch die verschiedenen verwendeten Methoden der Studien zustande. Während bei Barragán et al. (2016) keine Hemmung von Enzymen für den Abbau von Lipiden, Proteinen und Ester (FADse) festgestellt wurde, stellten Adhikari et al. (2016) eine Auswirkung auf die Nitrioxidase fest. Bei Barragán et al. (2016) führte die Zufuhr von organischem Material (Mulchfolie) gar zu einem Anstieg der Enzymaktivität. Auch Zimmermann et al. (2020) stellten bei sechs von acht getesteten PLA-Endprodukten eine Einschränkung auf den bakteriellen Stoffwechsel (*A. fischeri*) fest. Die zwei durch Zimmermann et al. (2020) getesteten Rohmaterialien bestehend aus PLA-Pellets zeigten keine negativen Auswirkungen. Jedoch trat ein cytotoxikologischer Effekt durch Androgen und Östrogen induzierte Reaktion bei einem der getesteten PLA-Endprodukte auf. Weiter fanden Zimmermann et al. (2020) bei einem PLA-Endprodukt (Kaffekapsel) eine klare Reaktion auf oxidativen Stress von MCF-7-Zellen.

Wang et al. (2020) und Yang et al. (2021) untersuchten die Auswirkung von Mikroplastik aus reinem PLA auf die Diversität arbuskulärer Mykorrhizapilze und die Pflanzenentwicklung von Mais. Beide Studien stellten eine Veränderung in der relativen Zusammensetzung der mikrobiellen Gemeinschaft der Mykorrhizapilze fest, aber nur bei Wang et al. (2020) wurde die Diversität negativ beeinflusst. Beide Autorengruppen kamen zum Schluss, dass mehrere Faktoren wie die Dosis, die Art des Kunststoffs wie auch das Vorhandensein von Schwermetallen (Cadmium oder Zink) Einfluss auf die

mikrobielle Gemeinschaft von Mykorrhizapilzen nehmen (F. Wang et al., 2020; W. Yang et al., 2021). In der Untersuchung der Phytotoxizität von PLA-Mikroplastik zeigten beide Studien ähnliche Resultate. Wang et al. (2020) fanden bei einer hohen Dosis von PLA-Mikroplastik (Gewichtsanteil am Boden von 10 %) eine Halbierung der Biomasseproduktion von Mais (*Zea mays* L.) sowie eine deutliche Reduktion des Chlorophyllgehaltes der Blätter vor. Zudem wurde bei dieser Konzentration die Bioverfügbarkeit von Cadmium erhöht. In den Untersuchungen von Yang et al. (2021) hatte der PLA-Mikroplastik bei kleinen Gewichtsanteilen (0.1 %, 1 %) keinen Einfluss auf das Pflanzenwachstum von Mais. Bei hohem Gewichtsanteil von 10 % führte die Zugabe von PLA-Mikroplastik jedoch zu einer Reduktion der Trieb- (16–40 %) und insbesondere auch der Wurzelbiomasse (28–50 %). Der Mikroplastik verstärkte die hemmende Wirkung von zugegebenem Zinkoxid (ZnO) nicht und unabhängig des ZnO-Gehaltes zeigten hohe Konzentrationen von Mikroplastik starke phytotoxische Effekte.

Schöpfer et al. (2020) setzten Nematoden (Fadenwürmer) verschiedenen Mikroplastik-Konzentrationen eines PLA-Rohmaterials mit 20 %-Anteil von PBAT aus und verglichen dies mit den Effekten von Mikroplastik aus konventionellem Polyethylen. In einem ersten Schritt stellten sie fest, dass Nematoden Mikroplastik aufnehmen und verdauen. Dies führte gemäss den Studienergebnissen bei steigender Mikroplastikkonzentration zu einer verminderten Reproduktionsrate der Nematoden sowie zu Veränderungen der Körperlänge. Schöpfer et al. (2020) gehen davon aus, dass weniger die chemischen Auswirkungen der Mikropartikel diese Effekte hervorrufen, sondern die Toxizität durch physikalische und indirekte Ernährungseffekte zustande kommt. Demnach kann Mikroplastik, ob aus abbaubarem oder konventionellem Kunststoff, im Generellen eine toxische Wirkung auf Nematoden haben. Dies wird auch durch das Ergebnis gestützt, dass die Auswirkungen des bioabbaubaren PLA kongruent mit denen des konventionellen Polyethylens waren (Schöpfer et al., 2020).

Zwei Studien beschäftigten sich mit den toxischen Auswirkungen von PLA-Mikroplastik auf Regenwürmer. Die Zugabe von Mikroplastik aus unverarbeitetem PLA in einen Topf bewachsen mit Raygras führten bei Boots et al. (2019) zu einer Abnahme des durchschnittlichen Gewichts der darin eingebrachten Regenwürmer (*Aporrectodea rosea*), während die Würmer in einem Topf ohne Mikroplastik an Biomasse zulegten. Bei Ding et al. (2021) sank die Rate der Gewichtszunahme der Regenwürmer (*Eisenia fetida*) bei steigender Konzentration von PLA-Mikroplastik. Diese Auswirkungen waren ab 40 g Mikroplastik/kg Erde (4 % w/w) messbar. Zudem zeigten Ding et al. (2021), dass die Würmer aktiv die mit Mikroplastik vermengte Erde mieden und sich für die nicht belastete Erde im Behälter entschieden. Auch dieser Effekt nahm bei steigender Konzentration von Mikroplastik zu, wenn auch etwas weniger bei PLA als bei PPC oder konventionellem PE. Eine geringere Anzahl von Regenwurm-Kokons und die sinkende Anzahl von Jungtieren war ein weiterer Faktor, der ab einer Mikroplastik-Konzentration von 53 g (5.3 % w/w), respektive 97 g Mikroplastik/kg Erde (9.7 % w/w) auftraten. Ding et al. (2021) halten jedoch auch fest, dass Mikroplastik nur in sehr hohen Konzentrationen (500 g/kg, 50 % w/w) letale Auswirkungen auf die Regenwürmer zeigte.

Boots et al. (2019) untersuchten im Topfversuch neben den Regenwürmern auch die Auswirkungen des PLA-Mikroplastiks auf Keimfähigkeit, Pflanzenwachstum und Stoffwechselaktivität von Raygras (*Lolium perenne*). Sie stellten eine leichte Reduktion der Keimfähigkeit bei Zugabe von PLA-Mikroplastik fest. Während sich die Biomasse der gesamten Pflanze im Vergleich zur Kontrolle nicht minderte, führte die Zugabe von PLA-Mikroplastik zu einer kürzeren Ausbildung der Triebe. Der Chlorophyllgehalt wurde durch die Zugabe von Mikroplastik nicht verändert. Die Auswirkungen auf Kulturpflanzen scheinen je nach Spezies unterschiedlich aufzutreten. Während bei Wang et al. (2020) und Yang et al. (2021) die Biomasseproduktion stark eingeschränkt wurde, zeigten sich bei Boots et al. (2019) keine Auswirkungen darauf. Souza et al. (2013) testeten wasserlösliche Abbauprodukte aus der Kompostierung von PLA-Rohmaterial an der Zwiebel (*Allium cepa*) und stellten eine Hemmung bei der Zellteilung und genotoxische Effekte fest. Klare Auswirkungen auf die Keimfähigkeit konnten jedoch nicht nachgewiesen werden.

Somit deutet sich an, dass PLA toxische Effekte auf eine grosse Bandbreite von Organismen aufweisen kann, die unterschiedlichen Ergebnisse sind in Tabelle 19 zusammengefasst. Die Effekte treten je nach Dosis und bei den Kulturpflanzen auch artspezifisch unterschiedlich auf. Im Boden-Pflanzen-System können sich Effekte von PLA-Mikroplastik kumulieren, wenn sowohl die Bodenmikroorganismen, die Regenwurmfauna sowie die Pflanzen betroffen sind.

Tabelle 19: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests mit PLA und dessen Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.

Testorganismus	Methode	Werkstofftyp	Auswirkungen	Vermerk	Quelle
PLA	Bakterien	Biolumineszenz ISO11348	End./Roh.	Eine Störung des Stoffwechsels von <i>A. fischeri</i> trat bei einer Lösung aus dem Endprodukt, aber nicht aus der des Rohmaterials auf.	Zimmermann et al. (2020)
		Stickstoffzirkulationsaktivität	Endprodukt	Die Zugabe einer kommerziellen Mulchfolie aus PLA führte zu einer verminderten Oxidationsaktivität von NH_4^+ und speziell von NO_2^- , was auf eine reduzierte bakterielle Biomasse zurückzuführen ist.	Adhikari et al. (2010)
		Enzymaktivität FDAse	Endprodukt	Enzymaktivität der Bodenorganismen wurde durch die Zugabe der Mulchfolie erhöht.	Materialmischung BioFlex PLA-co-Polyester Barragan et al. (2016)
	Pilze	Endokrine Aktivität	End./Roh.	Cytotoxizität wurde beim Test auf durch Androgen und durch Östrogen aktivierte Reaktionen festgestellt, die Effekte traten jeweils nur bei Zugabe eines von insgesamt sieben aus PLA bestehenden Endprodukte auf. Keine Reaktion bei Zugabe von Mikroplastik aus Rohmaterial.	Zimmermann et al. (2020)
		DNA-Nachweis	Rohmaterial	Die Zusammensetzung arbuskulärer Mykorrhizapilze wurde bereits ab niedrigen Konzentrationen von Mikroplastik aus PLA-Rohstoff beeinflusst, Interaktionen mit zugegebenem Cadmium erklären dies teilweise.	Wang et al. (2020)
		DNA-Nachweis	Rohmaterial	Die Diversität arbuskulärer Mykorrhizapilze wurde durch die Beigabe von Mikroplastik aus PLA-Rohstoff nicht beeinflusst.	Yang et al. (2021)
	Fadenwürmer	Reproduktionsrate und Körperlänge	Endprodukt	Bei steigender Konzentration von Mikroplastik sinkt die Reproduktionsrate der Nematode <i>C. elegans</i> , während bei der Körperlänge das Wachstum zuerst rapide abnimmt und bei hoher Konzentration tendenziell wieder zunimmt.	Materialmischung (80 % PLA, 20 % PBAT) Schöpfer et al. (2020)
	Regenwürmer	Gewichtsveränderung	Rohmaterial	Die Zugabe von Mikroplastik aus unverarbeitetem PLA in einem Topf führte zu einer Abnahme des durchschnittlichen Gewichts der darin eingebrachten <i>A. rosea</i> , während die Würmer in Erde ohne Mikroplastik an Biomasse zulegten.	Boots et al. (2019)

Testorganismus	Methode	Werkstofftyp	Auswirkungen	Vermerk	Quelle
Kulturpflanzen	Reproduktionsrate und Gewichtveränderung	Rohmaterial	Bei steigender Konzentration von Mikroplastik sinkt die Reproduktionsrate und die Rate der Gewichtszunahme von <i>Eisenia fetida</i> , die Auswirkungen sind ab 40 g Mikroplastik/kg Erde messbar. Vermeidung von mit Mikroplastik vermengter Erde nimmt bei steigender Konzentration stark zu.		Ding et al. (2021)
	Keimfähigkeit, Pflanzenwachstum und Stoffwechselaktivität	Rohmaterial	Leichte Reduktion der Keimfähigkeit von <i>L. perenne</i> (Raygrass) bei Zugabe von PLA-Mikroplastik. Während die Biomasse der gesamten Pflanze nicht kleiner war, führte die Zugabe von Mikroplastik aus PLA zu einer kürzeren Ausbildung der Triebe. Der Chlorophyllgehalt wurde durch die Zugabe von Mikroplastik nicht verändert.		Boots et al. (2019)
	Cytotoxizität, Genotoxizität und Keimfähigkeit	Rohmaterial	Wasserlösliche Abbauprodukte aus der Kompostierung von PLA-Rohmaterial führten zur Hemmung bei der Zellteilung und genotoxischen Effekten an <i>Allium cepa</i> (Zwiebel). Klare Auswirkungen auf die Keimfähigkeit konnte nicht nachgewiesen werden.		Souza et al. (2013)
	Pflanzenwachstum und Stoffwechselaktivität	Rohmaterial	PLA-Mikroplastik aus Rohmaterial führte bei einem Gewichtsanteil am Boden von 10 % zu einer Halbierung der Biomasseproduktion von <i>Zea mays</i> L. (Mais) sowie einer deutlichen Reduktion des Chlorphygehaltes der Blätter. Weiter wurde bei dieser Konzentration die Bioverfügbarkeit von Cadmium erhöht.		Wang et al. (2020)
	Pflanzenwachstum	Rohmaterial	Bei kleinen Gewichtsanteilen (0.1 %, 1 %) wurde das Pflanzenwachstum nicht negativ beeinflusst, bei hohem Gewichtsanteil von 10 % führte die Zugabe von PLA-Mikroplastik zu einer Reduktion der Trieb- (16-40 %) wie insbesondere auch der Wurzelbiomasse (28-50 %). Der Mikroplastik verstärkte die hemmende Wirkung von ZnO nicht, unabhängig von ZnO-Gehalten zeigte eine hohe Konzentration von Mikroplastik starke phytotoxische Effekte.		Yang et al. (2021)
Mensch	Oxidative Stressantwort	End./Roh.	Reaktion auf oxidativen Stress der MCF-7-Zellen wurde bei Zugabe von einem (Kaffee kapsel) von insgesamt sieben verschiedenen Mikroplastiklösungen eines PLA-Endproduktes festgestellt. Keine Reaktionen auf Zugabe von Mikroplastik aus Rohmaterial.		Zimmermann et al. (2020)

Polyhydroxyalkanoate (PHA)

Polyhydroxyalkanoate (PHA) aus Rohmaterial löste keine endokrinen Effekte oder oxidativen Stressreaktionen aus, zeigte jedoch grundtoxische Auswirkungen auf das Bakterium *A. fischeri* (Zimmermann et al., 2020).

Polyhydroxybutyrat (PHB)

Die Messungen von Barragán (2016) zeigten, dass die Enzymaktivität der Bodenorganismen durch die Zugabe einer Mulchfolie aus Polyhydroxybutyrat (PHB) erhöht wurde, was, wie bereits zuvor erwähnt wurde, mit dem Einbringen von organischem Material im Zusammenhang gebracht wird. Weiter stellten Jain und Tiwari (2015) bei einem Kressetest keine Phytotoxizität von PHB fest. Hingegen traten bei González-Pleiter et al. (2019) bei allen Testorganismen sehr deutliche Effekte von PHB-Nanopartikeln auf. So reduzierte sich das Zellwachstum von Algen und Cyanobakterien sowie die Vitalität von Amöben drastisch. Dies sind im Gegensatz zu den zuvor erwähnten Testindividuen Frischwasserorganismen, weshalb sich keine direkten Rückschlüsse auf das Bodenleben ergeben.

Polybutylensuccinat (PBS)

Die Untersuchungen von Zimmermann et al. (2020) zeigten durch einen Test mit *A. fischeri* eine Grundtoxizität für Polybutylensuccinat (PBS) an. Bei den Untersuchungen auf endokrine Aktivität oder oxidativen Stress stellten sie jedoch keine Effekte fest. Adhikari et al. (2016) untersuchten die Auswirkungen von Mulchfolien auf den Ammonium- und Nitritabbau der Mikroorganismen in Bodenproben. In Bodenproben mit zugesetztem PBS-Mikroplastik (reines PBS sowie ein Materialmix aus PBS und Stärke) konnten im Gegensatz zu Proben mit PLA-Mikroplastik keine negativen Effekte auf den Stickstoffkreislauf und die bakterielle Aktivität festgestellt werden.

Tabelle 20: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests diverser Kunststoffe und deren Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.

	Testorganismus	Methode	Werkstofftyp	Auswirkungen	Vermerk	Quelle
PHA	Bakterien	Biolumineszenz ISO11348	Rohmaterial	Eine Störung des Stoffwechsels von <i>A. fischeri</i> trat bei einer Lösung aus dem PHA-Rohmaterial auf, was auf eine Grundtoxizität hinweist.		Zimmermann et al. (2020)
	Pilze	Endokrine Aktivität	Rohmaterial	Cytotoxizität konnte beim Test auf durch Androgen und durch Östrogen aktivierte Reaktionen nicht festgestellt werden.		Zimmermann et al. (2020)
	Mensch	Oxidative Stressantwort	Rohmaterial	Keine Effekte auf MCF-7-Zelle		Zimmermann et al. (2020)
PHB	Bakterien	Zellwachstum	Rohmaterial	Die Zugabe von PHB-Nanopartikel schränkte das Zellwachstum von <i>Anabaena sp.</i> drastisch ein.	Testorganismen aus Frischwasserumgebung	Gonzalez-Pleiter et al. (2019)
		Enzymaktivität FDAse	Endprodukt	Enzymaktivität der Bodenorganismen wurde durch die Zugabe der Mulchfolie erhöht.		Barragan et al. (2016)
	Algen	Zellwachstum	Rohmaterial	Die Zugabe von PHB-Nanopartikel schränkte das Zellwachstum von <i>Chlamydomonas reinhardtii</i> drastisch ein.	Testorganismen aus Frischwasserumgebung	Gonzalez-Pleiter et al. (2019)
	Kulturpflanzen	Kressetest	Rohmaterial	Die Abbauprodukte wiesen keine Phytotoxizität auf, die Keimrate lag bei > 90 %.		Jain und Tiwari (2015)
	Verschiedene	Bewegungsbestimmung	Endprodukt	Die Zugabe von PHB-Nanopartikel schränkte die Vitalität von <i>Daphnia Magna</i> drastisch ein.	Testorganismen aus Frischwasserumgebung	Gonzalez-Pleiter et al. (2019)
PBS	Bakterien	Biolumineszenz ISO11348	End./Roh.	Eine Störung des Stoffwechsels von <i>A. fischeri</i> trat bei einer Lösung aus dem Endprodukt, aber nicht aus der des Rohmaterials auf.		Zimmermann et al. (2020)
		Stickstoffzirkulationsaktivität	Endprodukt	Im Gegensatz zu PLA zeigte PBS keine Auswirkungen auf die Oxidationsaktivität der Mikroorganismen.	Mulchfolien PBS und PBS-Stärke	Adhikari et al. (2010)
	Pilze	Endokrine Aktivität	Endprodukt	Cytotoxizität wurde weder beim Test auf durch Androgen noch durch Östrogen aktivierte Reaktionen festgestellt.		Zimmermann et al. (2020)
	Mensch	Oxidative Stressantwort	Endprodukt	Keine Effekte auf MCF-7-Zelle		Zimmermann et al. (2020)

Poly(butylendipat-co-terephthalat) (PBAT)

Produkte aus Poly(butylendipat-co-terephthalat) (PBAT) werden grundsätzlich auf petrochemischer Basis hergestellt. PBAT wird aufgrund der Materialeigenschaften meist mit anderen biologisch abbaubaren Polymeren wie PLA, PHB oder Stärke kombiniert. In bestimmten Anwendungen können jedoch auch nicht-abbaubare Stoffe wie Calciumcarbonat oder konventionelle Kunststoffe beigemischt werden, wodurch die Abbaubarkeit des Endprodukts eingeschränkt sein kann (Chuakhao et al., 2024).

Die Literatur gibt Hinweise darauf, dass sich Mikro- und Nanopartikel aus PBAT negativ auf die Entwicklung von Pflanzen auswirken, die nachfolgenden Ergebnisse sind in Tabelle 21 zusammengefasst. Sowohl Serrano-Ruiz et al. (2018) wie auch Meng et al. (2021) stellten in Topfversuchen klare phytotoxische Auswirkungen in verschiedenen Entwicklungsstadien und an unterschiedlichen Pflanzenorganen fest. Bei beiden Studien traten messbare Effekte ab 1.5 % Gewichtsanteil des Mikroplastiks im Boden auf. Auffällig zeigte sich, dass insbesondere die Wurzeln von dem künstlich dem Substrat beigefügten Mikroplastik aus PBAT-Endprodukten betroffen sind. Deren Wurzelbiomasse nahm je nach Materialkombination im Vergleich zur Kontrolle zwischen 10 bis 80 % ab (Serrano-Ruiz et al., 2018). Meng et al. (2021) stellten bei steigendem Gewichtsanteil des Mikroplastiks aus PBAT-Rohmaterial eine abnehmende Wurzelbiomasse und eine steigende Wurzellänge der Bohnenpflanzen fest. Weiter verzeichneten die Tomaten- und Salatpflanzen bei Serrano-Ruiz (2018) eine verminderte Biomasseproduktion der Sprossachse und Blätter, sowie einen Anstieg des Prolinspiegels, was auf erhöhten Stress der Pflanzen hinweist. Diese Effekte traten jedoch nicht bei allen verwendeten PBAT-Materialien und bei Tomaten- und Salatpflanzen gleich stark auf. Eine der verwendeten (pulverisierten) bioabbaubaren Mulchfolien zeigte kaum negative Auswirkungen auf Tomatenpflanzen (Serrano-Ruiz et al., 2018). Die Auswirkungen von Mikroplastik aus PBAT sind demnach stark von der Kombination des verwendeten Materials und der Pflanzenspezies abhängig. Dies ist auch anhand der von Serrano-Ruiz et al. (2018) untersuchten Keimfähigkeit gut ersichtlich. Nur spezifische Kombinationen führten zu einem knapp 20 % niedrigerem Keimerfolg.

In der Studie von Meng et al. (2021) wurde zudem der bioabbaubare PBAT-Kunststoff (mit 10 % PLA-Anteil) einem konventionellen Kunststoff (Polyester) in einem Topfversuch mit Bohnen gegenübergestellt. Die Autoren schlussfolgerten, dass Mikroplastik aus Polyester ab einem bestimmten Kontaminationsgrad geringere negative Auswirkungen auf Spross- und Wurzelwachstum zeigten als PBAT-Mikroplastik.

Während Auswirkungen von PBAT-Mikroplastik auf Pflanzen aufgezeigt worden sind, scheinen die Partikel kaum Einfluss auf die Entwicklung mikrobiologischer Gemeinschaften von Bakterien und Pilzen zu nehmen. Zumal Muroi et al. (2016) keine gravierende Verschiebung in der Diversität der mikrobiologischen Zusammensetzung feststellten. Die Verwendung von PBAT-Rohmaterial zeigte weder bei Muroi et al. (2016) einen Einfluss auf Bakterien des Edaphons, noch bei Witt et al. (2001), welche die Auswirkungen auf *A. fischeri* untersuchten. Hingegen stellten Zimmermann et al. (2020) eine Grundtoxizität eines PBAT-Endproduktes (bioabbaubarer Abfallsack) auf *A. fischeri* fest. Ein Ergebnis, welches sich ebenfalls bei der endokrinen Aktivität von PBAT zeigt. Während reine PBAT-Pellets keine cytotoxische Wirkung auf Hefezellen hatten, zeigte sich aus einer Lösung des aus PBAT hergestellten Abfallsackes eine durch Androgene ausgelöste Reaktion der Hefezelle (Zimmermann et al., 2020). Die MCF-7-Zelle zeigte keine Reaktion, weder beim Endprodukt noch beim Rohmaterial aus PBAT (Zimmermann et al., 2020).

Tabelle 21: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests mit PBAT und dessen Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.

Testorganismus	Methode	Werkstofftyp	Auswirkungen	Vermerk	Quelle
Bakterien	Biolumineszenz ISO11348	End./Roh.	Eine Störung des Stoffwechsels von <i>A. fischeri</i> trat bei einer Lösung aus dem Endprodukt, aber nicht aus der des Rohmaterials auf.		Zimmermann et al. (2020)
	Biolumineszenz DIN38412	Rohmaterial	Zeigt keinen Einfluss auf den Stoffwechsel von <i>P. phospherum</i> welche den Stoffwechselprodukten aus dem Abbau von PBAT ausgesetzt wurden.	Testorganismen aus Frischwasserumgebung	Witt et al. (2001)
	DNA-Nachweis	Rohmaterial	Keine negativen Effekte festgestellt, die leichte Veränderung der mikrobiellen Gemeinschaft in der Bodenprobe ist auf den Kohlenstoffeintrag zurückzuführen.		Muroi et al. (2016)
Pilze	Endokrine Aktivität	End./Roh.	Cytotoxizität wurde beim Test auf durch Androgene aktivierte Reaktionen festgestellt, der Effekt war jedoch nur beim Endprodukt deutlich. Durch Östrogene aktivierte Reaktionen wurden keine festgestellt.		Zimmermann et al. (2020)
	DNA-Nachweis	Rohmaterial	Keine drastischen Veränderungen in der Diversität der Pilzflora durch das Einbringen von Mikroplastik in Bodenproben feststellbar, das Wachstum einzelner Pilzarten wurde beeinflusst.		Muroi et al. (2016)
Kulturpflanzen	Topfversuch	Endprodukt	Je nach Materialkombination teilweise deutliche negative Effekte auf Keimfähigkeit und Wachstum insbesondere der Wurzeln von <i>Lactuca sativa</i> (Salat) und <i>Lycopersicon esulentum</i> (Tomate).	Materialmischungen mit diversen Zusätzen (Stärke, PLA, PHB)	Serrano-Ruiz et al. (2018)
	Topfversuch	Rohmaterial	Ab Dosis > 1.5 % Gewichtsanteil von Mikro-/Nanopartikeln trat eine Hemmung der Biomasseproduktion von Spross und Wurzel und gleichzeitig ein längeres Wurzelwachstum von <i>Phaseolus vulgaris</i> L. (Bohne) auf.	Materialmischung (85 % PBAT, 10 % PLA, 5 % CaCO ₃)	Meng et al. (2021)
Mensch	Oxidative Stressantwort	End./Roh.	Keine Effekte auf MCF-7-Zelle		Zimmermann et al. (2020)
Verschiedene	Bewegungsbestimmung	Rohmaterial	<i>Daphnia</i> wurden in ihrer Bewegungsfähigkeit nicht beeinträchtigt.	Testorganismen aus Frischwasserumgebung	Witt et al. (2001)

Stärkebasierte Werkstoffe

BAW auf Stärkebasis werden aus nachwachsenden Rohstoffen hergestellt. Zum Beispiel Maisstärke oder Getreidemehle werden als Grundsubstanz für diese Materialien verwendet und je nach Herstellungsprozess und gewünschten Eigenschaften mit Fasern oder anderen Kunststoffen kombiniert. Aus Stärke hergestellte Kunststoffe und deren Endprodukte sind nicht zwangsläufig bioabbaubar, Stärke als chemisch unveränderter Rohstoff (native starch = NS) jedoch schon. Bei der Literaturrecherche wurde daher beachtet, nur Untersuchungen zu bioabbaubaren stärkebasierten Kunststoffen oder Stärke als Rohstoff einzubeziehen. In der untenstehenden Tabelle 22 sind daher nur Endprodukte aus Stärke gelistet, welche als bioabbaubar deklariert worden sind.

Rudnik et al. (2007) stellten eine Lösung aus den Produkten des biologischen Abbaus eines stärkebasierten Kunststoffes her und untersuchten die Auswirkungen auf *A. fischeri*. Sforzini et al. (2016) setzten das Bakterium einer wässrigen Lösung mit Mikroplastik einer stärkebasierten Mulchfolie aus. Keine der beiden Lösungen zeigten Grundtoxizität auf das Bakterium *A. fischeri* (Rudnik et al., 2007; Sforzini et al., 2016). Weitere Untersuchungen zeigen, dass stärkebasierte Mulchfolien keine negativen Auswirkungen auf die Mikroorganismen des Bodens zu haben scheinen. So verlief der mikrobielle Abbau von Ammonium bei Zugabe von Mikroplastik unverändert (Bettas Ardisson et al., 2014). In der Untersuchung von Barragán et al. (2016) erhöhte sich gar die Enzymaktivität in den Proben bei Zugabe verschiedener bioabbaubarer Mulchfolien, was vermutlich auf die Zufuhr von organischem Material zurückzuführen ist.

Sforzini et al. (2016) testeten eine auf Maisstärke basierte Folie (Mater-Bi DF04A). Diese hatte keine negativen Einflüsse auf die Testorganismen, weder auf das Zellwachstum von Algen, die Vitalität und Reproduktionsrate von Amöben oder Kompostwürmer, noch auf die Keimfähigkeit von Sorghum und Kresse. Balestria et al. (2019) stellten für das selbe Material ebenso keine Einschränkungen auf die Keimfähigkeit von Kresse fest. Jedoch fanden sie einen signifikanten Effekt zu Abnormalitäten im Keimstadium, wie verkürzte Keimwurzeln vor. Bei Serrano-Ruiz (2018) wurde die Wurzelentwicklung von Salat sowie von Tomate durch einen Kunststoff bestehend aus Stärke, PBAT und pflanzlichen Ölen gehemmt. Zusammengefasst kann gesagt werden, dass Mikroplastik aus stärkebasierten Kunststoffen sich neutral gegenüber mikrobiellen Prozessen und kleineren tierischen Organismen zu verhalten scheint, sich aber dennoch negativ auf das Wurzelwachstum von Pflanzen auswirkt.

Negative Auswirkungen auf mikrobielle Prozesse oder höhere Organismen können aber dennoch nicht ausgeschlossen werden. Bei den Untersuchungen von Zimmermann et al. (2020) wurden acht verschiedene stärkebasierte Kunststoffe auf ihre Toxizität getestet. Nur zwei davon bestanden aus Rohmaterial (Pellets) und werden daher als bioabbaubar angenommen. Eines der beiden Stärkepellets zeigte leichte Grundtoxizität im Test mit *A. fischeri* sowie eine minimal erhöhte durch Androgene aktivierte Reaktion. Das andere Rohmaterial zeigte bei allen Tests keine toxischen Effekte (Zimmermann et al., 2020). Die Autoren beziehen zusätzlich sechs Endprodukte aus stärkebasierten Kunststoffen mit ein, welche nicht als bioabbaubar gekennzeichnet wurden, es unter Umständen aber sein könnten. Aus Sicht der Toxizität scheint es wichtig, darauf zu verweisen, dass fünf dieser sechs Stoffe eine leichte Grundtoxizität im Test mit *A. fischeri* anzeigten, drei oxidativen Stress von MCF-7-Zellen auslösten und zwei eine durch Androgene ausgelöste Reaktion hervorriefen.

Tabelle 22: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests mit stärkebasierten Kunststoffen und deren Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.

	Testorganismus	Methode	Werkstofftyp	Auswirkungen	Vermerk	Quelle
Stärkebasierte Kunststoffe	Bakterien	Biolumineszenz ISO11348	Rohmaterial	Zeigte keinen Einfluss auf den Stoffwechsel von <i>A. fischeri</i> .		Zimmermann et al. (2020)
		Enzymaktivität FDAse	Endprodukt	Enzymaktivität der Bodenorganismen wurde durch die Zugabe verschiedener bioabbaubaren Mulchfolien (7 × 7 cm) erhöht.	Materialmischungen: Stärke-PBAT-Pflanzenöl/Kartoffelstärke/Getreidemehl	Barragan et al. (2016)
		Stickstoffzirkulationsaktivität	Endprodukt	Die Zugabe von Mulchfolie (gemahlen) zeigte keine Auswirkungen auf den mikrobiellen Abbau von Ammonium.	Materialmischung Mater-Bi DF04A Maisstärke	Bettas et al. (2014)
		Biolumineszenz ISO11348	Endprodukt	Die Zugabe von Mulchfolie (gemahlen) zeigte keine toxischen Auswirkungen auf <i>V. fischeri</i> .	Materialmischung Mater-Bi DF04A Maisstärke	Sforzini et al. (2016)
		Biolumineszenz ISO11348	Endprodukt	Die aus der Untersuchung zur biologischen Abbaufähigkeit entstandenen Chemikalien zeigten keine toxischen Wirkungen auf <i>V. fischeri</i> .	Carboxymethylstärke mit entw. Flax- oder Pinienfasern	Rudnik et al. (2007)
		Enzymaktivität FDAse	Endprodukt	Enzymaktivität der Bodenorganismen wurde durch die Zugabe der Mulchfolie erhöht.	Materialmischungen aus entweder Getreidemehl oder Kartoffelstärke mit PBAT	Barragan et al. (2016)
	Pilze	Endokrine Aktivität	Rohmaterial	Cytotoxizität konnte beim Test auf durch Androgen und durch Östrogen aktivierte Reaktionen nicht festgestellt werden.		Zimmermann et al. (2020)
	Algen	Zellwachstum	Endprodukt	Das Zellwachstum von der Alge <i>P. subcapitata</i> wurde durch die Exposition mit der Kunststofflösung nicht signifikant beeinflusst.	Materialmischung Mater-Bi DF04A Maisstärke	Sforzini et al. (2016)
	Tierische Einzeller	Vitalität und Reproduktionsrate	Endprodukt	Überlebensrate und Reproduktionsrate von <i>D. discoideum</i> Amöben nach Exposition mit der Kunststofflösung wurde nicht signifikant beeinflusst.	Materialmischung Mater-Bi DF04A Maisstärke	Sforzini et al. (2016)

Testorganismus	Methode	Werkstofftyp	Auswirkungen	Vermerk	Quelle
Regenwürmer	Vitalität und Reproduktionsrate	Endprodukt	Bodenproben mit Abbauprodukten des Kunststoffes zeigten keine negativen Auswirkungen auf die Vitalität und Reproduktionsrate von <i>E. andrei</i> (Kompostwurm).	Materialmischung Mater-Bi DF04A Maisstärke	Sforzini et al. (2016)
Kulturpflanzen	Keimtests	Endprodukt	Die Kunststofflösung zeigte keine negativen Effekte auf das Keimverhalten von <i>S. sachharatum</i> (Sorghum) und <i>L. sativum</i> (Kresse).	Materialmischung Mater-Bi DF04A Maisstärke	Sforzini et al. (2016)
	Keimfähigkeit Kresstest	Endprodukt	Die wasserbasierte Kunststofflösung zeigte keine Auswirkungen auf den Keimerfolg von <i>L. sativum</i> (Kresse), führte aber bei hohen Konzentrationen zu vermehrt abnormalen Keimentwicklungen und kürzeren Keimwurzeln.	Materialmischung Mater-Bi DF04A Maisstärke	Balestria et al. (2019)
	Topfversuch	Endprodukt	Negative Effekte auf Wachstum der Wurzeln von <i>Lactuca sativa</i> (Salat) und <i>Lycopersicon esulentum</i> (Tomate).	Materialmischung Mater-Bi CF-04P aus Maisstärke, PBAT und pflanzlichem Öl	Serrano-Ruiz et al. (2018)
Mensch	Oxidative Stressantwort	Rohmaterial	Keine Effekte auf MCF-7-Zelle		Zimmermann et al. (2020)
Verschiedene	Bewegungsbestimmung und Reproduktionsrate	Endprodukt	Weder die Aktivität noch die Reproduktionsrate von <i>D. magna</i> wurden bei der Kunststofflösung negativ beeinflusst.	Materialmischung Mater-Bi DF04A Maisstärke, Testorganismen aus Frischwasserumgebung (<i>D. magna</i>)	Sforzini et al. (2016)

Cellulosebasierte Werkstoffe

Cellulosebasierte Werkstoffe stellen eine grosse und heterogene Gruppe dar. Die Vielzahl an Modifikationen und Anwendungen erschwert eine klare Zuordnung. Ein Überblick über die Einteilung und Gruppierung dieser Materialien findet sich unter Abschnitt 4.1.4.2, Abbildung 10. Vergleichbar mit der Abbaubarkeit, kann auch die Toxizität auf dem Spektrum zwischen nativer Cellulose und stark verarbeitetem Endprodukt (z. B. mit Additiven) stark variieren.

Obschon Cellulose und Bambus beides nachwachsende Materialien sind, ist deren biologische Abbaubarkeit sowie toxikologische Unbedenklichkeit durch die Verwendung von Zusatzstoffen nicht zwingend gegeben (S. Liu et al., 2024; mdr.de, o. J.). Im Rahmen dieser Arbeit liegt der Fokus auf BAW. Im Fall von Cellulose und Bambus wurde angenommen, dass es sich um einen bioabbaubaren Werkstoff handelt, wenn das Material als Rohstoff vorliegt und somit nicht chemisch verändert wurde.

Cellulose als Rohmaterial (Pellet) löste weder endokrine Effekte noch oxidativen Stress aus, zeigte jedoch toxische Auswirkungen auf das Bakterium *A. fischeri* (Zimmermann et al., 2020).

Da geeignete Literatur zu bioabbaubaren Kunststoffen und Ökotoxizität begrenzt ist, wurden ergänzend auch Studien berücksichtigt, welche die Ökotoxizität von biobasierten, aber nicht abbaubaren Endprodukten untersuchten. Zimmermann et al. (2020) testeten sechs Cellulose-Endprodukte, welche die Kriterien für biologischen Abbau vermutlich nicht erfüllen. Sie werden in der nachfolgenden Tabelle 23 daher nicht aufgelistet, aufgrund ihrer klaren toxischen Effekte, aber dennoch hier beschrieben. Alle sechs Cellulose-Endprodukte wiesen eine klare und starke Grundtoxizität gegenüber *A. fischeri* auf. Teilweise zeigten diese Endprodukte (z. B. Teebeutelverpackung) auch oxidative Stressreaktionen und endokrine Aktivitäten (z. B. Schokoladenpapier) an. Nur ein Produkt aus Bambus (Kaffeebecher) wurde in den Untersuchungen von Zimmermann et al. (2020) getestet. Das Bambusprodukt zeigte bei keinem der Tests toxische Effekte. Obwohl es sich um Materialien aus nachwachsenden Rohstoffen handelt, sind sie teilweise nur langsam biologisch abbaubar und können ebenso ökotoxikologische Auswirkungen haben wie petrochemische oder andere bio-basierte Kunststoffe. Die toxischen Effekte nehmen mit der chemischen Veränderung vom Rohmaterial zum Endprodukt zu, was auf die Problematik in der Verarbeitung schliessen lässt (Zimmermann et al., 2020).

Tabelle 23: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests von Cellulosepellets. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.

	Testorganismus	Methode	Werkstofftyp	Auswirkungen	Vermerk	Quelle
Cellulose	Bakterien	Biolumineszenz ISO11348	Rohmaterial	Eine Störung des Stoffwechsels von <i>A. fischeri</i> trat bei einer Lösung aus dem Rohmaterial auf.		Zimmermann et al. (2020)
	Pilze	Endokrine Aktivität	Rohmaterial	Cytotoxizität konnte beim Test auf durch Androgen und durch Östrogen aktivierte Reaktionen nicht festgestellt werden.		Zimmermann et al. (2020)
	Mensch	Oxidative Stressantwort	Rohmaterial	Keine Effekte auf MCF-7-Zelle		Zimmermann et al. (2020)

Restliche Materialien

Bei den Kunststoffen Mater-Bi AF05S1 und ED04P handelt es sich um aliphatische und aliphatisch-aromatische Werkstoffe aus der Gruppe der biobasierten Polyester.

Sforzini et al. (2016) untersuchten die ökotoxikologischen Auswirkung beider Materialien. Diese hatten keine negativen Einflüsse auf die Testorganismen. Weder das Zellwachstum der Algen, die Vitalität und Reproduktionsrate von Amöben oder Kompostwürmer noch die Keimfähigkeit von Sorghum und Kresse wurden durch den Kontakt mit den Kunststoffen und deren Mikropartikeln negativ beeinflusst.

Unter «diverse bioabbaubare Kunststoffe» in der Tabelle 24 wurden Materialien aufgelistet, welche nicht in die Einordnung der vorangehenden Abschnitte passen. Ding et al. (2021) exponierten Regenwürmer bei verschiedenen Konzentrationen von Mikroplastik aus PPC-Rohmaterial. PPC zeigte, wie zuvor schon PLA, ab rund 40 g Mikroplastik/kg Erde Einschränkungen auf die Reproduktionsrate und das Wachstum der eingebrachten Regenwürmer. Barbale et al. (2021) testeten bioabbaubare Einkaufstüten bestehend aus einer Materialmischung aus Mater-Bi EF05B, Bio-PE und Stärke in einem Kresstest. Die wässrige Lösung nach der Kompostierung des Materials zeigte keine toxischen Effekte auf Kresse. Auch Rychter et al. (2010) führten phytotoxikologische Tests durch. Sie untersuchten die Auswirkungen von BTA-Rohmaterial auf Kresse, Radieschen und Hafer. Keine der Pflanzen zeigte sichtbare Schäden oder Wachstumshemmungen im Kontakt mit BTA. Hingegen fanden Qi et al. (2018) nach Einbringen von Makro- und Mikroplastik einer bioabbaubaren Mulchfolie (PET 44 %-Pullulan 37 %-PBT 18 %) eine gehemmte Biomasseproduktion von Spross und Wurzel von *Triticum aestivum* (Weizen) vor.

Tabelle 24: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests diverser Kunststoffe und deren Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.

	Testorganismus	Methode	Werkstofftyp	Auswirkungen	Vermerk	Quelle
Mater-Bi Novamont AF05S1 und ED04P	Bakterien	Biolumineszenz ISO11348	Endprodukt	Die Zugabe von Mulchfolie (gemahlen) zeigte keine toxischen Auswirkungen auf <i>A. fischeri</i> .	Materialmischung Mater-Bi AF05S1 und ED04P	Sforzini et al. (2016)
	Algen	Zellwachstum	Endprodukt	Das Zellwachstum von der Alge <i>P. subcapitata</i> wurde durch die Exposition mit der Kunststofflösung nicht signifikant beeinflusst.	Materialmischung Mater-Bi AF05S1 und ED04P	Sforzini et al. (2016)
	Tierische Einzeller	Vitalität und Reproduktionsrate	Endprodukt	Überlebensrate und Reproduktionsrate der Amöben <i>D. discoideum</i> nach Exposition mit der Kunststofflösung wurde nicht signifikant beeinflusst.	Materialmischung Mater-Bi AF05S1 und ED04P	Sforzini et al. (2016)
	Regenwürmer	Vitalität und Reproduktionsrate	Endprodukt	Bodenproben mit Abbauprodukten des Kunststoffes zeigten keine negativen Auswirkungen auf die Vitalität und Reproduktionsrate von <i>E. andrei</i> (Kompostwurm).	Materialmischung Mater-Bi AF05S1 und ED04P	Sforzini et al. (2016)
	Kulturpflanzen	Keimtests	Endprodukt	Die Kunststofflösung zeigte keine negativen Effekte auf das Keimverhalten von <i>S. sachharatum</i> (Sorghum) und <i>L. sativum</i> (Kresse).	Materialmischung Mater-Bi AF05S1 und ED04P	Sforzini et al. (2016)
Diverse bioabbaubare Kunststoffe	Regenwürmer	Reproduktionsrate und Gewichtveränderung	Rohmaterial	Bei steigender Konzentration von Mikroplastik sinkt die Reproduktionsrate und die Rate der Gewichtszunahme von <i>Eisenia fetida</i> , die Auswirkungen sind ab 40 g Mikroplastik/kg Erde messbar. Vermeidung von mit Mikroplastik vermengter Erde nimmt bei steigender Konzentration stark zu.	Polypropylenecarbonate (PPC)	Ding et al. (2021)
		Kressetest	Endprodukt	Wasserlösung der Abbauprodukte zeigte keine negativen Effekte auf Keimfähigkeit und Wurzelentwicklung von Kresse.	Materialmischung Mater-Bi EF05B, Bio-PE und Stärke	Barbale et al. (2021)
	Kulturpflanzen	Keimtests	Rohmaterial	Keimfähigkeit und Wachstum von <i>Avena sativa</i> , <i>Raphanus sativus</i> L. subvar und <i>Lepidium sativum</i> (Radieschen, Kresse und Hafer) wurden nicht eingeschränkt.	BTA	Rychter et al. (2010)
		Topfversuch	Endprodukt	Biomasseproduktion von Spross und Wurzel von <i>Triticum aestivum</i> wurden durch Mikroplastik gehemmt.	PET 44 %, Pullulan 37 %, PBT 18 %	Qi et al. (2018)

4.4.4.2 Additive

Additive werden in der Kunststoffherstellung verwendet, um Eigenschaften wie Festigkeit, Formbarkeit oder UV-Beständigkeit zu erreichen (Erny et al., 2020). Weichmacher, Antioxidantien und Stabilisatoren finden sich in Landwirtschaftsböden weltweit (Cao et al., 2023). In Tabelle 25 sind typische Verwendungszwecke und Beispielsubstanzen von Additiven aufgeführt. Eine Untersuchung der ETH identifizierte anhand von Daten aus Industrie, Wissenschaft und Regulationsuntersuchungen mehr als 10'000 Kunststoffmonomere, Additive und Verarbeitungshilfsmittel (Wiesinger et al., 2021). Davon wurden 2400 Stoffe als potenziell bedenklich eingestuft, da sie in eine oder mehrere der Gefahrenkriterien für Persistenz, Bioakkumulation oder Toxizität der Europäischen Union fallen. Die wissenschaftliche Literatur zeigt, dass Additive ökotoxikologisch bedenklich sein können (Cao et al., 2023; Chan et al., 2022; Wiesinger et al., 2021; Zimmermann et al., 2020). Die Umweltschädigung kann dann auftreten, wenn durch die Akkumulation von Mikroplastik eine erhöhte Migration von schädlichen Additiven aus dem Polymerverbund des Kunststoffes in die Umwelt stattfindet (Lithner et al., 2011; Y. Wang et al., 2022). Über Trinkwasser und Nahrung können Additive auch in den menschlichen Körper gelangen (Maddela et al., 2023). Das ist besonders problematisch, da Additive mit Unfruchtbarkeit, Übergewicht, Diabetes, Brust- und Prostata-Krebs, Schilddrüsen-Erkrankungen, erhöhtem Risiko für Herzprobleme, Wachstumsstörungen, kognitiven Beeinträchtigungen und neurologischen Erkrankungen in Verbindung gebracht werden (*Plastics and Human Health*, o. J.).

Tabelle 25: Übersicht typischer Kunststoff-Additive mit Beispielen und Erläuterungen (Übernommen aus Erny et al. (2020), ergänzt nach Cao et al., (2023))

Kategorie	Beispieladditive	Erläuterungen
Weichmacher	Phthalate, Adipate, Citrate	Wirken der Sprödeheit von Kunststoffen entgegen und machen das Material form- und biegsam. Machen meist den grössten Mengenanteil der Additive aus.
Flammschutzmittel	Decabromdiphenylethan	Vermindern die Entzündbarkeit von Kunststoffen.
Stabilisatoren	Bisphenol A (BPA)	Diverse Untergruppen: Antioxidanten, UV-Stabilisatoren, Wärmestabilisatoren, usw.
Biozide	Triclosan	Antimikrobielle Wirkung an der Oberfläche des Kunststoffes. Hauptsächlich eingesetzt bei weichem PVC und geschäumten Polyurethanen.
Kompatibilisatoren	Maleinsäureanhydrid	Verbessern die Verträglichkeit und Haftung zwischen nicht mischbaren Polymeren
Farbstoffe	Eisenoxide	Dienen der Einfärbung von Kunststoffen.
Füllstoffe	Kalk, Ton, Russ	Streckmittel, um die Produktion zu verbilligen (z. B. Russ in Autoreifen).
Verstärkung	Glasfasern, Carbonfasern	Erhöhen die mechanische Festigkeit, Steifigkeit und Formstabilität von Kunststoffen.
Vulkanisierungshilfe	Schwefel	Schwefel verbindet bei der Reifenherstellung während der sogenannten Vulkanisierung die Gummi-Moleküle.
Verarbeitungshilfe	Metallseifen (Zink, oder Calciumseifen), aliphatische Säuren	Während der Reifenherstellung verbessern die Verarbeitungshilfen die Formbarkeit des Materials.
Nukleierungsmittel	Hydrazide und Amide	Nur in BAW: Erhöhung der Kristallinität von teilkristallinen, biologisch abbaubaren Polyestern wie

Kategorie	Beispieladditive	Erläuterungen
		Polyglykolsäure, PLA und PHA. Verbesserung der Transparenz und Hitzebeständigkeit.
Polymerketten-verlängerer	Epoxid, Oxazolin, Isocyanat	Nur in BAW: Verbesserung der Produktionsleistung von polykondensierten abbaubaren Polymeren.
Anti-Hydrolyse-stabilisator	-	Nur in BAW: Materialstabilisierung gegenüber Wasserlöslichkeit.

BAW stellen einen Spezialfall im Einsatz von Additiven dar. Ihre Herstellung benötigt neben den auch in konventionellen, nicht-abbaubaren Kunststoffen enthaltenen Additiven weitere Stoffe, um die gewünschten Materialeigenschaften zu erhalten (Cao et al., 2023; Zimmermann et al., 2020). Beispielsweise können BAW basierend auf Stärke oder Cellulose die erwünschten physikalischen Eigenschaften (Durchlässigkeit und thermische Widerstandsfähigkeit) ohne den Einsatz zusätzlicher Additive nur sehr bedingt gewährleisten (Beach et al., 2013; Khan et al., 2017). Zurzeit existiert jedoch nur wenig Literatur zum Additiveinsatz in BAW. Wiesinger et al. (2021) zeigen, dass grosse Unklarheiten über den Einsatz und die Schädlichkeit von Additiven bestehen. Da sich die Untersuchung von Wiesinger et al. (2021) mehrheitlich auf petrochemisch basierte Kunststoffe bezieht, muss davon ausgegangen werden, dass Unklarheiten zu den ökologischen Auswirkungen von Additiven bei bio-basierten und bio-abbaubaren Kunststoffen gleichwertig oder grösser sind. Cao et al. (2023) weisen weiter darauf hin, dass die Migration von Additiven aus BAW in den Boden, sowie die Persistenz der eingetragenen Additive gerade in Agrarökosystemen mit Unklarheiten behaftet sind. Der Forschungsbedarf zu Additiven von BAW ist dementsprechend hoch (Cao et al., 2023; Y. Wang et al., 2022; Wiesinger et al., 2021).

In diesem Abschnitt wird der aktuelle Forschungsstand zu den unterschiedlichen Typen, den Mengen, den BAW-spezifischen Merkmalen, der Toxizität sowie der Rolle von Additiven dargestellt.

Ausgebrachte Mengen von Additiven

Gemäss der Untersuchung von Bertling et al. (2021) für Deutschland setzen Kunststoffe rund 245 g Additive pro Jahr und Person frei, von denen viele als gefährliche Stoffe registriert sind. Für die Schweiz ist somit von total 2148.7 t jährlich freigesetzten Additiven auszugehen. Die Autoren weisen weiter darauf hin, dass der grösste Teil der Kunststoff-Additive im Baustoffsektor eingesetzt wird, da dort hohe Anforderungen an Langlebigkeit und Witterungsbeständigkeit der Materialien bestehen. Bertling et al. (2021) folgern, dass grosse Mengen von Additiven in der Nutzungsphase der Produkte und über primäres Mikroplastik (intendierter Einsatz) in die Umwelt gelangen. Die Autoren differenzieren weiter, bei welchen Polymertypen mengenmässig am meisten Additive eingesetzt werden. Die grössten Kategorien sind folgendermassen aufgeteilt: 73 % der Additive werden zur Modifikation von PVC, 10 % für Polyolefine (insbesondere PP, wie auch PE) und 5 % für Polysterol eingesetzt, der Additiveinsatz für BAW wurde dabei nicht erwähnt.

Unterschiede von Additiven in konventionellen Kunststoffen und BAW

Zwischen der Anwendung von Additiven in konventionellen und bioabbaubaren Kunststoffen finden sich drei Hauptunterschiede:

1. Für die Anwendung mit BAW werden zusätzliche Additive benötigt.

BAW enthalten biologisch abbaubare Makromoleküle, die reich an Hydroxyl- und Carboxylgruppen sind. Für ihre Produktion müssen daher zusätzliche Additivtypen wie Nukleierungsmittel, Polymerkettenverlängerer und Anti-Hydrolysestabilisatoren eingesetzt werden (Cao et al., 2023). Dies erweitert das Spektrum von eingesetzten Stoffen und somit das Potenzial von ökotoxikologisch

bedenklichen Auswirkungen. Das Forschungsfeld zu der Beschaffenheit, Migration und Auswirkung von Additiven in bioabbaubaren Kunststoffen ist, im Vergleich zu der Forschung zu konventionellem Kunststoff, noch neu. Daher können zurzeit keine breit abgestützten Aussagen zu den Auswirkungen der zusätzlich eingesetzten Additivtypen gemacht werden (Cao et al., 2023).

2. Die höhere Zersetzungsrate von BAW beeinflusst die Freigabe und Migration von Additiven im Boden.

In der Risikobeurteilung von BAW spielt neben den verwendeten Additiven auch das Migrationsverhalten von Additiven aus dem Kunststoff in die Umwelt eine zentrale Rolle. Grundsätzlich sind Additive nicht an die Polymermatrix gebunden. Aufgrund dieser fehlenden kovalenten Bindung sind sie leicht in den Boden auswaschbar (Quade et al., 2023). Dies trifft nicht nur auf Mikroplastik, sondern auch auf kleine Kunststofffragmente aus bspw. Mulchfolien zu, die in den Boden eingearbeitet wurden (Cao et al., 2023).

Gemäss Barrick et al. (2021) ist die Migration von Additiven in die Umwelt ein diffusionsgesteuerter Prozess, der mehrheitlich von vier Faktoren abhängt: (i) der Porosität der Polymerstruktur/-dicke, (ii) dem Molekulargewicht der Additive, (iii) der Hydrophobie der Additive und (iv) den Eigenschaften der umgebenden Medien. Im Vergleich zu konventionellen Kunststoffen haben BAW eine kürzere Abbaudauer und setzen daher potenziell eine relativ grosse Menge an Additiven in kurzer Zeit in den Boden frei (Cao et al., 2023; Y. Wang et al., 2022). Somit muss im Einsatz von BAW (z. B. bioabbaubare Mulchfolie im Gemüsebau) mit kurzfristig höheren Einträgen von Additiven und potenziell ökotoxischen Stoffen gerechnet werden. Die Migrationsrate von Additiven und weiteren Schadstoffen unterscheidet sich nach Ausgangsmaterial, Umgebungsbedingungen sowie der biologischen Abbaubarkeit des Kunststoffes (Banerjee & Shelver, 2021; Cao et al., 2023; Y. Wang et al., 2022).

3. Additive in BAW können die biologische Abbaubarkeit beeinflussen.

Wie unter Punkt 2 diskutiert, beeinflusst die biologische Abbaubarkeit die Freisetzung von Additiven. Diese Beziehung muss jedoch als Wechselwirkung verstanden werden, in der auch die beigefügten Additive den Abbauprozess beeinflussen. Chan et al. (2022) untersuchten den Einfluss von Additiven auf die biologische Abbaubarkeit des biobasierten Kunststoffes PHBV, im Boden in Abhängigkeit des eingesetzten Weichmachers Dibutylphthalate (DBP). Sie fassen zusammen, dass der Kunststoff mit DBP eine insgesamt höhere Abbaurate aufwies und innerhalb der getesteten Zeit mehr oxidiert wurde. Dies ist insofern überraschend, da angenommen wird, dass DBP aufgrund seiner Toxizität einen negativen Einfluss auf die zum Abbau benötigten Mikroorganismen hat (Chan et al., 2022). Die Zusammenhänge zwischen den verwendeten Additiven, der Abbaubarkeit des Materials und somit auch dessen ökotoxikologischen Wirkung sind komplex (siehe 4.3.2.1 Einflussfaktoren auf den biologischen Abbau). Cao et al. (2023) weisen zudem darauf hin, dass Additiveinträge von Mulchfolie in den Boden gemessen wurden, bevor der Abbauprozess begonnen hat. Somit sollte damit gerechnet werden, dass schon allein der Einsatz eines BAW zu Schadstoffmigration führen kann. Diese Wechselwirkungen sollten im Umgang mit BAW beachtet werden.

Somit weisen BAW hinsichtlich ihrer Additiv- und weiteren Schadstoffeinträge ein mitunter höheres ökotoxikologisches Gefährdungspotenzial auf als konventionelle Kunststoffe, da sie generell mehr potenziell gefährdende Stoffe durch die biologische Abbaubarkeit schneller in höheren Mengen in die Umwelt eintragen können.

Ökotoxizität von Additiven im Boden

Im vorgehenden Abschnitt 4.4.4.1 *Toxizität: Fokus BAW* wurden die der toxischen Wirkung zugrunde liegenden Mechanismen von BAW-Mikroplastik nicht weiter spezifiziert. Cao et al. (2023) untersuchten ebenso die Ökotoxikologie von bioabbaubaren Kunststoffen und versuchten, die toxischen Auswirkungen auf Bodenorganismen in Bezug auf eingesetzte Additive zu spezifizieren. Dies war jedoch nur eingeschränkt möglich, da wenige Studien die verwendeten Additive angeben. In Tabelle 26 ist der aktuelle Erkenntnisstand zu dokumentierten ökotoxikologischen Wirkungen von Additiven in BAW auf Bodenorganismen gemäss Cao et al. (2023) zusammengetragen.

Tabelle 26: Zusammenstellung toxischer Effekte auf Bodenorganismen, die durch die Zugabe von Additiven zu BAW auftraten (abgeändert nach Cao et al. (2023)).

Additiv	Kurzname	Einflussbereich	Wirkung	Kommentar
Phthalate (DBP, DEHP, DEP, DMP, BBP, DOP)	PAEs generell	Physikochemische Eigenschaften	Rückstände von PAEs können die Aggregatbildung fördern sowie Bodenporosität, Durchlüftung und Durchlässigkeit verringern.	
		Physikochemische Eigenschaften	Reduktion des totalen Phosphor- und Stickstoffgehalts, sowie die Verfügbarkeit von Kalium.	
	DBP	Mikrofauna	Hohe Konzentrationen von DBP stimulierten das Wachstum von DBP-abbauenden Bakterien, was das Wachstum anderer Bakterien hemmte.	
	DBP	Pflanze	Reduzierte Biomasseproduktion bei Salat	
	DBP	Pflanze	Beeinflussung des Vorkommens, der Struktur und der Zusammensetzung von Wurzelbakterien bei Gurken	
	DBP	Pflanze	Beeinflussung der Proteinsynthese	
	DBP	Mikrofauna	Verkürzung der Lebensspanne, Reduktion der Eizahl und Bewegungs-/Nahrungsaufnahmegeschwindigkeit von Nematoden	
Tetrabrombisphenol A, Tetrachlorbisphenol A, Bisphenol A	TBBPA, TCBPA, BPA	Physikochemische Eigenschaften	Erhöhung der Säurepufferkapazität des Bodens, ohne den pH zu ändern	
		Pflanze	Hemmung der Keimfähigkeit von <i>Arabidopsis thaliana</i> und <i>Cicer arietinum</i> (Kichererbse)	
		Pflanze	Gehemmte Aktivität wichtiger Atmungsenzyme, Störung der intakten Zellstruktur, Absterben der Wurzelspitzenzellen bei <i>Glycine max.</i> (Soja)	
		Pflanze	Fotosyntheseaktivität der Setzlinge von Tomate, Salat, Soja, Mais und Reis wurde signifikant gehemmt.	
		Mikrofauna	Reduzierte Bewegungsfähigkeit und Geschwindigkeit von <i>Caenorhabditis elegans</i> (Nematode)	
		Makrofauna	Oxidativer Stress im Gewebe von <i>Eisenia fetida</i> (Regenwurm)	
		Makrofauna	Wachstumsstörungen von <i>Porcellio scaber</i> (Kellerassel)	
Nonylphenol	NP	Pflanze	Reduktion der produzierten Biomasse bei <i>Arabidopsis thaliana</i> sowie Beeinflussung des Zellstoffwechsels, der photosynthetischen Sauerstoffentwicklung und oxidativer Stress	

Additiv	Kurzname	Einflussbereich	Wirkung	Kommentar
		Pflanze	Geringere Ernteerträge und geringere Lebensmittelqualität, Beeinträchtigung der Wurzelentwicklung und das Wachstum der Keimlinge bei erhöhten Expositionswerten	
		Mikrofauna	Reduzierte Bewegungsfähigkeit und Geschwindigkeit von <i>Caenorhabditis elegans</i> (Nematode)	
Hexamethylendiisocyanat	HDI	Mikrofauna	Einfluss auf Körperlänge und -breite von Nematoden	Polymer-Kettenverlängerer für BAW
Diallylmaleat	DIM	Mikrofauna	Einfluss auf Körperlänge und -breite von Nematoden	Polymer-Kettenverlängerer für BAW
Butylhydroxytoluol	BHT	Mikrofauna	Wachstumshemmung von Nematoden	Antioxidant für BAW

Gemäss Cao et al. (2023) sollte insbesondere den Additiven der Gruppen Phtalatester (PAEs), Bisphenole A (BPA) sowie Nonylphenole (NP) grosse Aufmerksamkeit gewidmet werden, da diese kürzlich als hoch ökotoxisch eingestuft wurden. Die Zusammenstellung in Tabelle 26 überschneidet sich mit Ergebnissen aus den vorangehenden Ergebnissen dieses Berichts. Dies zeigt, dass nicht nur der Polymertyp (bspw. PLA, PBAT) sondern ebenso die beigefügten Additive zur Beurteilung der Ökotoxizität von BAW zu beachten sind. Die Autoren weisen weiter darauf hin, dass Additive aus konventionellem Kunststoff bereits eingehend untersucht wurden, aber zu Verhaltensweisen und Umweltauswirkungen von BAW-spezifischen Additiven (Nukleierungsmittel, Polymer-Kettenverlängerer, Anti-Hydrolysestabilisatoren) erst wenig bekannt ist. Weiter gilt zu beachten, dass die von Cao et al. (2023) analysierten Untersuchungen (Tabelle 26) unter Laborbedingungen stattfanden. Es besteht daher eine erhebliche Wissenslücke zu den langfristigen Auswirkungen von BAW-Additiven unter Feldbedingungen und bei umweltrelevanten Konzentrationen (Cao et al., 2023). Infolgedessen sind die tatsächlichen Umweltrisiken der BAW-Additive noch weitestgehend unbekannt.

Biologisch abbaubare Alternativen für Additive

Aufgrund der Bedenken rund um schädliche oder unklare Auswirkungen von konventionellen Additiven wird an alternativen Stoffen geforscht, die biobasiert und biologisch abbaubar sind. Die Forschung für natürlich vorkommende Stabilisatoren reicht gemäss dem Fraunhofer Institut bis in die 1990er Jahre zurück (Schulte-Loosen, 2021). Gemäss Schulte-Loosen (2021) sollen «Vitamine, Polyphenole und Carotinoide Schutz vor UV-Licht und thermomechanischer Belastung bieten, chemisch modifizierte Pflanzenöle, Zuckerderivate und Zitate als Weichmacher eingesetzt oder Flammenschutzmittel durch Gerbsäure, DNA, Casein, Lignin oder Furane ersetzt werden». Es wird zudem an biobasierten Weichmachern aus nachwachsenden Rohstoffen mit tiefen Migrationsraten und geringer Toxizität geforscht. Stoffe aus Pflanzenölen, Zitraten und Zuckerderivaten scheinen hierfür erfolgsversprechend, sowohl für petrochemisch basierte wie auch für biobasierte Kunststoffe (Schulte-Loosen, 2021).

Obwohl bereits eine Zertifizierung abbaukonformer Additive existiert (siehe Abschnitt 3.4.2.1), kommen solche Additive jedoch noch kaum zur Anwendung, wie die Untersuchungen von Wiesinger et al. (2021) zeigen. Die sich noch in Entwicklung befindliche Forschung zu biobasierten und spezifisch zu bioabbaubaren Additiven scheint in Bezug zum Einsatz von Additiven in bioabbaubaren Kunststoffen darauf hinzuweisen, dass bis anhin mehrheitlich BAW mit Biopolymeren, aber konventionellen Additiven hergestellt werden.

4.4.4.3 Antibiotikaresistenzen und Mikroplastik

Mikroplastikpartikel können aufgrund ihrer Oberflächenbeschaffenheit von pathogenen Bakterien wie antibiotikaresistenten Keimen (ARK) besiedelt werden. Dies stellt gemäss Lu et al. (2020) eine potentielle Bedrohung für Agrarökosysteme sowie die öffentliche Gesundheit dar, da an Mikroplastik gebundene ARK in das Grundwasser gelangen oder von (Kultur-)Pflanzen absorbiert werden. Verschiedene Studien untersuchten bereits die Zusammenhänge von Mikroplastik und einem vermehrten Auftreten von ARK (Wu et al., 2019; Y. Zhang et al., 2020). Nur wenige Untersuchungen fokussieren jedoch auf terrestrische Ökosysteme und auf BAW (W. Sun et al., 2021). Die meisten Studien analysierten ARK im Zusammenhang mit Mikroplastik von konventionellen Kunststoffen in aquatischen Ökosystemen. Folgender Abschnitt beschreibt den aktuellen Wissensstand zu den Wechselwirkungen von Mikroplastik und ARK und geht dabei auch spezifisch auf BAW ein.

Da bakterielle Krankheitserreger in der Plastiksphäre (Biofilm auf Mikroplastikpartikeln) entdeckt wurden, ist es möglich, dass bestimmte Krankheitserreger antibiotikaresistente Gene von Umweltbakterien in der Plastiksphäre erwerben und mit Mikroplastik in entfernte Umgebungen gelangen (Wu et al., 2019). Dabei sind verschiedene Faktoren ausschlaggebend: Lu et al. (2020) untersuchten den Einfluss von Grösse und Alterung von Mikroplastikpartikeln in Böden von Gemüsefeldern. Ihre Ergebnisse zeigten, dass grössere und stärker gealterte Partikel eine höhere

Adsorptionsrate von Antibiotika und somit von antibiotikaresistenten Genen aufweisen. Die Resistenzen gelangten oft durch die Zufuhr von Mist und Gülle in den Böden (Lu et al., 2020; Zhu et al., 2021). Zhu et al. (2021) stellen fest, dass die Ausbringung von Gülle bei hohen Bodentemperaturen und einer hohen Bodenfeuchtigkeit die Zunahme an antibiotikaresistenten Genen und potenziellen ARK in Biofilmen an Mikroplastikpartikeln begünstigen.

Mikroplastikpartikel dienen als ökologische Nischen für Mikroorganismen und stellen zudem ein Vektor im Transport von potentiell pathogenen Mikroorganismen in weitere Umweltdepartemente und Gebiete dar (Qianzhi Zeng et al., 2022; Wu et al., 2019). Wu et al. (2019) stellen fest, dass in der Plastiksphäre eine Selektion der mikrobiellen Gemeinschaft stattfindet. Biofilme auf Mikroplastik weisen im Vergleich zu Biofilmen, die sich auf natürlichen Substraten bilden, eine andere Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft auf. Zhu et al. (2021) weisen dabei auch darauf hin, dass je nach Kunststoff eine niedrige oder höhere Anreicherung mit antibiotikaresistenten Genen stattfand, da verschiedene Polymere andere Oberflächeneigenschaften hervorbringen.

Zu den Zusammenhängen von BAW und ARK wurden nur zwei Studien gefunden, die jedoch beide in einer aquatischen Umgebung durchgeführt wurden. Die Resultate könnten unter Umständen auch auf bodenökologische Umgebungen übertragen werden. Fan et al. (2021) beschreiben, dass PLA stärkere Adsorptionseigenschaften von Antibiotika aufwies als PVC, was die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von ARK erhöht. Die Autoren führen dies auf die schnellere Veränderung der physiochemischen Eigenschaften unter UV-Strahlung induzierten Alterung zurück, welche die Oberfläche der Mikroplastikartikel von PLA stärker mit Löchern und Rissen versehen hat. Sun et al. (2021) hingegen fanden kein verstärktes Vorkommen von antibiotikaresistenten Genen im Biofilm auf bioabbaubarem PHA Mikroplastik im Vergleich mit PET. Die Autoren fanden jedoch unterschiedliche Zusammensetzungen der mikrobiellen Gemeinschaft. Interessant sind besonders die Resultate von Fan et al. (2021), welche die Vermutung zulassen, dass BAW-Mikroplastik aufgrund seiner schnelleren Zersetzungsrates für einen bestimmten Zeitraum eine stärkere Adsorptionsrate von Antibiotika und Vektorwirkung von ARK aufweist. Somit trägt das Vorhandensein von BAW-Mikroplastik zu einem erhöhten Risiko durch ARK bei. Die Wechselwirkung zwischen Mikroplastik und ARK muss jedoch für jeden Kunststoff einzeln betrachtet werden. BAW sind in diesem Zusammenhang speziell, da ihre schnellere (Teil-)Zersetzung die Besiedelung durch pathogene Bakterien an der Oberfläche der Mikroplastikpartikel innert kürzerer Zeit ermöglichen kann.

4.4.4.4 Pestizide und Mikroplastik

Die Reaktivität der Plastiksphäre rund um Mikroplastikpartikel wird auch mit Pestiziden als weitere Umweltgefahr in Verbindung gebracht (Rai et al., 2023; Tong et al., 2021; J. Wang et al., 2019). Makro- und Mikroplastikpartikel im Boden wirken sich auf die Mobilität und das chemische Reaktionsverhalten von Pestiziden aus (Hüffer et al., 2019; J. Wang et al., 2019). Dies kann sich auf die Bodenbiodiversität, die Bodenfauna und über die trophische Stufen hinweg ein Umweltrisiko für das Ökosystem als Ganzes darstellen (Rai et al., 2023).

Wie Sun et al. (2021) darlegen, entstehen diese Umweltrisiken gerade im gemeinsamen Auftreten und der Interaktion von Pestiziden und Makro- resp. Mikroplastik. Nachfolgend wird der aktuelle Wissensstand zu den wichtigsten Mechanismen und Zusammenhängen dieser Interaktion erläutert, grundsätzlich kann dabei zwischen dem Einfluss auf die Mobilität und auf das Abbauverhalten der Pestizide und der Kunststoffpartikel unterschieden werden. Die Interaktion zwischen den Kunststoffpartikeln und den Pestizidmolekülen in terrestrischen Ökosystemen ist jedoch noch wenig erforscht (Rai et al., 2023), gerade im Zusammenhang mit BAW finden sich wenige Ergebnisse.

Ramos et al. (2015) untersuchten die Akkumulation von drei handelsüblichen Pestiziden und stellten eine wesentlich höhere Pestizidakkumulation in der Kristallstruktur von PE-Mulchfolien gegenüber der Bodenmatrix fest. Dies wird mit dem höheren chemischen Sorptionspotenzial von

Pestizidmolekülen an Mikro- und Makroplastik erklärt (Ramos et al., 2015). Gemäss Zhang et al. (2021), ist diese Sorptionskapazität für kleinere und unförmigen Mikroplastikpartikel höher. Die Bindung und Akkumulation von Pestizidmolekülen (sowie auch von Schwermetallen) an Mikro- und Makroplastik wird in Verbindung mit einer erhöhten toxischen Wirkung für Boden und Pflanzen gebracht, da diese zu erhöhten Konzentrationen sowie Transfer von Pestizidmolekülen führen kann (X. Sun et al., 2024; J. Wang et al., 2019).

Weiter kann sich die chemische Bindung zu dem Kunststoffpartikel verlangsamend auf den photochemischen Abbau von Pestiziden auswirken (Ramos et al., 2015), wobei dies bei Yang et al. (2018) für Glyphosat und bei Xu et al. (2020) für Thiocloporid nicht der Fall war. Dass sich die Abbaubarkeit von Mikroplastik und von Pestiziden zudem gegenseitig beeinflussen, zeigen die Studien von Li et al. (2020) sowie Lin et al. (2022). Darin legen die Autoren dar, dass sich das Pestizid Prothioconazol beschleunigend auf den Abbau von Mulchfolie aus PBAT und PE auswirken kann.

Im spezifischen Fall zu den Wechselwirkungen von Pestiziden und PHB kann gesagt werden, dass diese auf Grund ihrer schnelleren Zersetzungsrates kurzfristig eine höhere Sorptionskapazität für Pestizidmoleküle aufweisen (Tong et al., 2021). Bioabbaubarer Makro- und Mikroplastik kann somit verstärkt als Träger für potenziell ökotoxische Substanzen fungieren.

4.4.4.5 PFAS in BAW

PFAS (per- und polyfluorierte Alkylverbindungen) werden u. a. verwendet, um kompostierbare Lebensmittelverpackungen wasserdicht und nicht klebend herzustellen (Choi et al., 2019; Schaidler et al., 2017; Tittlemier et al., 2007). PFAS sind sehr schwer abbaubar, human- und immunotoxisch, gesundheitsschädlich und daher als sehr kritisch zu betrachten (Schaidler et al., 2017). Einerseits können diese chemischen Bestandteile u. a. direkt aus dem verwendeten Produkt abgegeben/-freigesetzt werden und über die Konsumation in den menschlichen Organismus gelangen und dort bspw. endokrine Auswirkungen haben (McVeigh, 2021). Gemäss McVeigh (2021) erhöht eine hohe PFAS-Belastung das Risiko für bestimmte Krebsarten und kann zu einem erhöhten Cholesterinspiegel, einem Rückgang der Geburtenrate, einer verminderten Reaktion auf Impfungen und Veränderungen der Leberenzyme führen. Andererseits können sie durch bspw. Kompostierung/-Vergärung oder Klärwerke in den Boden, die Oberflächengewässer und in das Grundwasser gelangen, wo sie sich akkumulieren und von Lebewesen und dem Menschen über die Nahrungskette aufgenommen werden können (Wilke, 2019; Timshina et al., 2021). Im Vergleich zu anderen Eintragsquellen (Luft, Wasser, Staub usw.) stellt die durchschnittliche Tagesaufnahme 250 ng/d von PFAS über die Nahrung (insbesondere den dafür vorgesehenen Nahrungsbehältern/Besteck usw.) eine wichtige Quelle dar, wie Tittlemier et al. (2007) in einer Studie nachweisen konnten. So konnten Timshina et al. (2021) in ihren Untersuchungen von biologisch abbaubaren, pflanzenbasierten Strohhalmen diverser Hersteller eine starke Konzentration an PFAS nachweisen. Gerade um von Einwegprodukten aus konventionellem Kunststoff im Lebensmittelbereich wegzukommen, wird versucht, mit BAW ähnliche Verpackungseigenschaften zu erreichen. Dabei sind jedoch Wasser und Öl abstossende Filme notwendig. Mit der Zunahme von BAW-basierten Lebensmittelverpackungen steigt somit auch das Risiko, dass PFAS dabei zur Anwendung kommen, da diese hervorragende hydro- und lipophobe Eigenschaften aufweisen (Zimmermann et al., 2020). Aktuell versprechen Innovationen bei Cellulose und Stärke in Nanogrösse sowie superhydrophobe Strukturen verbesserte Barriereigenschaften, doch müssen diese Prozesse noch effizienter und kosteneffektiv werden (Glenn et al., 2021; OECD, 2020).

In der Schweiz ist gemäss der Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung (ChemRRV, Anhang 1.16) die Verwendung der Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) und ihrer Derivate, der Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS), der Perfluorooctansäure (PFOA) sowie der längerkettigen Perfluorcarbonsäuren, inklusive ihrer jeweiligen Vorläuferverbindungen verboten (ChemRRV, SR 814.81, o. J.). Bei kurzkettigen PFAS besteht hingegen noch kein Verbot. Dennoch scheint es aufgrund der

Gesundheitsgefährdung durch PFAS angebracht, gerade bei BAW-basierenden Anwendungen und Verpackungen im Lebensmittelbereich Stichproben durchzuführen.

4.4.4.6 Genetische Modifizierung und BAW

Im Zusammenhang mit BAW kommen genetisch modifizierte Organismen (GMO) in zwei verschiedenen Weisen zur Anwendung. Zur Herstellung der Biokunststoffe können einerseits genetisch modifizierte Pflanzen angebaut werden, welche spezifische Eigenschaften aufweisen, die mit herkömmlichen Pflanzen nicht erreicht werden können (Sagnelli et al., 2016). Andererseits können zur Verbesserung der biologischen Abbaubarkeit oder der mechanischen Eigenschaften genetisch modifizierte Bakterien in der Kunststoffherstellung verwendet werden (Hebelstrup et al., 2015).

So lassen sich bei Polymeren, welche durch mikrobielle Fermentierungsprozesse hergestellt werden (z. B. PHA und PLA), mittels Gentechnik alternative Fermentierungsprodukte mit anderen Eigenschaften (z. B. besserer Wärmebeständigkeit) herstellen (Al-Khairy et al., 2022). Eine andere Möglichkeit ist, die Eigenschaften von Stärke zu verändern. Entweder können dabei die Pflanze selbst oder externe Mikroorganismen verändert werden, um gewünschte Stärkemoleküle zu synthetisieren (Hebelstrup et al., 2015). Sagnelli et al. (2016) verwendeten Stärke aus gentechnisch modifizierten Gerstenpflanzen und normale Stärke, um daraus Kunststoff herzustellen. Die GMO-Stärke wies einen sehr hohen Amylose-Anteil von 99 % auf. Der damit hergestellte Kunststoff hielt im Vergleich zum Kunststoff aus normaler Stärke 6-fach höherem mechanischen Stress und 2.5-fach höherer Bruchspannung stand.

Al-Khairy et al. (2022) weisen darauf hin, dass solche Herstellungstechniken in der Entwicklung sind und wahrscheinlich mittelfristig populärer in der Kunststoffindustrie werden. Da nachwachsende Rohstoffe oft die Basis von BAW darstellen, besteht Abklärungsbedarf zu den gesetzlichen Rahmenbedingungen, wenn GMO im Herstellungsprozess derer zur Anwendung kommen.

4.4.5 Diskussion

4.4.5.1 Toxizität

Bioabbaubare Kunststoffe können ökotoxikologische Effekte hervorrufen. Die wissenschaftliche Literatur zeigt, dass sich BAW (biologisch oder petrochemisch basiert) auf eine grosse Bandbreite von Organismen toxisch auswirken kann. Was die ökotoxischen Effekte auslöst, ist jedoch nicht geklärt. Abhängig vom Material, dem Verarbeitungsgrad (Rohmaterial, Endprodukt), der Partikelgrösse (Makro-, Mikroplastik, Nanopartikel), des Materialzustandes (kompostiert, chemisch unverändert) und dem Testorganismus treten Effekte unterschiedlich auf.

Die weitverbreitete Annahme, dass Kunststoffe aufgrund ihrer biologischen Abbaubarkeit ökotoxikologisch unbedenklich sind, gilt es kritisch zu hinterfragen. Gerade die biologische Abbaubarkeit sollte mitunter als Faktor der Toxizität von bioabbaubaren Kunststoffen verstanden werden. Die erhöhte chemische Interaktion von bodenbürtigen Organismen und Pflanzenwurzeln im Abbau von BAW könnten ökotoxikologische Auswirkungen begünstigen. Ebenso zu beachten gilt es, dass Endprodukte von bioabbaubaren Kunststoffen tendenziell stärkere toxische Auswirkungen als deren Rohmaterial zeigen, was vermutlich auf die den Endprodukten zugesetzten Additiven zurückzuführen ist.

Je nach Einsatzgebiet (Verpackungen, Lebensmittelbereich, Landwirtschaft oder Medizinaltechnik) braucht es spezifische Untersuchungen. Einige der zitierten Studien befassen sich spezifisch mit den Auswirkungen von bioabbaubaren Mulchfolien auf das Boden-Pflanze-System. Dadurch besteht eine grössere Chance, den spezifischen Wechselwirkungen von Material und Umwelt gerecht zu werden. Es empfiehlt sich, diesen Ansatz weiterzuverfolgen und die Forschung an den Freisetzungsquellen von BAW anzusiedeln. Kompost- und Vergärungsanlagen stellen im Bereich des Bodens eine weitere Freisetzungsquelle von BAW dar, welche sich dazu anbieten würden.

4.4.5.2 Additive und Schadstoffe

Nicht nur der verwendete Polymertyp, auch die dem Kunststoff hinzugefügten Additive sind ausschlaggebend für dessen ökotoxischen Gefahrenpotenzial und Auswirkungen. BAW stellen einen Spezialfall im Einsatz von Additiven dar. Grundsätzlich können drei Einflussfaktoren festgehalten werden:

1. Die Herstellung von BAW benötigt zusätzliche Additivtypen, um die gewünschten Materialeigenschaften zu erhalten.
2. Die höhere Zersetzungsrate von BAW beeinflusst die Freigabe und Migration von Additiven im Boden.
3. Additive in BAW können die biologische Abbaubarkeit beeinflussen.

Diese mit Unsicherheiten behafteten Einflussfaktoren von Additiven in BAW deuten auf eine gebotene Vorsicht im Einsatz von BAW hin. Gerade die höhere Zersetzungsrate der BAW kann zu einem erhöhten Gefahrenpotenzial durch Additive führen, da während kurzer Zeit mehr potenzielle Schadstoffe in das Boden-Pflanze-System eingetragen werden. Ausserdem sind Additive in BAW selbst nicht zwingend bioabbaubar. Zwar wird an biobasierten und bioabbaubaren Alternativen geforscht, doch scheinen solche neueren Stoffe noch kaum zur Anwendung zu kommen. Ein möglicher Umgang mit diesem Problem wird in Abschnitt 3.5.1 diskutiert, wo unter anderem auf bestehende Zertifizierungsansätze für Additive verwiesen wird (vgl. Abschnitt 3.4.2.1).

Generell sind ökotoxische Auswirkungen von Kunststoffadditiven noch zu wenig untersucht, entsprechend bestehen über Additive in BAW noch weniger Informationen. Die vielfältigen Kontrollvariablen (Matrix, Testorganismus, Polymer-Additivtyp, Partikelgrösse) erschweren Vergleiche zwischen Untersuchungen zusätzlich.

Ein weiterer kritischer Additivtyp sind PFAS (per- und polyfluorierte Alkylverbindungen), die unter anderem in BAW-basierten Lebensmittelverpackungen eingesetzt werden, um wasser- und fettabweisende Eigenschaften zu erzielen. PFAS gelten als extrem langlebig, gesundheitsschädlich und ökotoxisch. Sie können über Verpackungen in die Nahrung migrieren und auch über Kompostierung oder Kläranlagen in Böden und Gewässer gelangen und sich dort akkumulieren. Trotz teilweiser Verbote in der Schweiz sind kurzkettige PFAS weiterhin erlaubt, was eine gezielte Überwachung von BAW-Produkten im Lebensmittelbereich dringend erforderlich macht.

Neben chemischen Additiven kommen bei der Herstellung von BAW zunehmend auch gentechnisch veränderte Organismen (GMO) zum Einsatz. Dabei werden entweder Pflanzen mit spezifischen Eigenschaften gezielt verändert oder Mikroorganismen gentechnisch optimiert, um die Herstellung von Biopolymeren wie PLA oder PHA zu verbessern. Diese Verfahren ermöglichen etwa eine höhere mechanische Belastbarkeit oder bessere Wärmebeständigkeit der Endprodukte. Die Verwendung von GMO in der BAW-Produktion wirft neue Fragen hinsichtlich Umweltverträglichkeit, regulatorischer Anforderungen und möglicher Auswirkungen auf Bodenökosysteme auf, insbesondere wenn solche Materialien in natürliche Kreisläufe gelangen.

4.4.5.3 Wechselwirkungen

Mikroplastikpartikel wirken sich aufgrund ihrer Reaktions- und Kontaktflächen auf weitere biochemische Prozesse im Boden aus, welche in der ökotoxikologischen Abklärung relevant sind. Untersuchungen zeigen, dass Mikroplastik sich auf die Auswirkungen von antibiotikaresistenten Keimen wie auch Pestiziden einwirkt. Die Mikroplastikpartikel wirken primär als Vektoren in der Bindung und im Transport von Bakterien und Pestizidmolekülen. Während grosse und verwiterte Mikroplastikpartikel förderlich für die Besiedlung von resistenten Bakterienstämmen sind, weisen kleinere und unförmige Partikel eine erhöhte Sorption für Pestizidmoleküle auf.

BAW unterscheiden sich in diesem Zusammenhang von konventionellen Kunststoffen durch ihre höhere Zersetzungsrate und der dabei entstehenden porösen Oberfläche. Bioabbaubarer Makro- und Mikroplastik kann daher verstärkt als Träger für potenziell ökotoxische Substanzen und antibiotikaresistente Keime fungieren. Die Datenlage der Literatur ist jedoch noch beschränkt, gerade in Bezug zu BAW sind noch wenige Ergebnisse verfügbar. Forschungsbedarf besteht auch zu der Interaktion von Pflanzen mit Mikroplastik, Pestiziden und antibiotikaresistenten Keimen. Es ist daher nicht geklärt, inwiefern bedenkliche Stoffe und Bakterien sich in Pflanzen und Organismen akkumulieren.

Die ökotoxikologischen Auswirkungen von BAW sind komplex und hängen stark vom Material, dem Verarbeitungsgrad und dem Einsatzbereich ab. Besonders Endprodukte können durch Additive und Wechselwirkungen mit anderen Schadstoffen ein erhöhtes Risiko darstellen. Eine differenzierte Bewertung und gezielte Forschung sind daher essenziell, um Umweltbelastungen zu minimieren und den Einsatz von BAW verantwortungsvoll zu gestalten. Zudem sind Untersuchungen zu den (Langzeit-)Auswirkungen z. B. Akkumulationseffekte von BAW-Mikroplastik auf das Bodensystem notwendig.

4.5 Datenbank

Im vorliegenden Projekt wurde aus den in der Literaturrecherche ermittelten Informationen eine Datenbank erstellt. Diese sollte adaptierbar und leicht zugänglich sein, und zudem eine Einschätzung der Datenlage zulassen. Hierfür wurden folgende 3 Schwerpunkte festgelegt:

- Kunststoffeintragen in die Umwelt
- Toxizität: Fokus BAW
- Biologische Abbaubarkeit von BAW

Zu den einzelnen Schwerpunkten wurden relevante Informationen zusammengetragen, aus welchen ein Datenbankmodell mit definierten Kriterien erstellt und in einer Access-Datenbank (Microsoft, USA) umgesetzt wurde. Mit Rücksicht auf die Verfügbarkeit von Datenbanksystemen und einer einfachen Verwendbarkeit wurde Microsoft Access ausgewählt. Es ist eine relationale Datenbankmanagementsoftware, welche im Microsoft Office Suite integriert ist und wenig Informatik-Kenntnisse voraussetzt. Mit Abfragen können die Daten aus verschiedenen Tabellen ausgewertet, sortiert und zusammengefasst werden. Für weiterführende Informationen zur Nutzung und Anwendung der Datenbank wurde eine ausführliche Anleitung erstellt. In dieser sind Funktionen und Struktur der Datenbank sowie die Bedienungsschritte detailliert beschrieben. Nachfolgend liegt der Fokus auf dem Inhalt der Datenbank. Je nach Literatur konnten nur Informationen zu bestimmten Kriterien ausgefüllt werden, wobei manche Felder in der Datenbank leer gelassen wurden. Informationen, die oft nicht eingetragen werden konnten, sind z. B. Zusätze der eingetragenen Produkte im Bereich Kunststoffeintragen in die Umwelt.

4.5.1 Aufbau der Datenbank

Zu jedem Schwerpunkt wurde je eine Haupttabelle mit entsprechend den Rechercheergebnissen definierten Kriterien erstellt. Über die Produkte- und Stofftabellen sind die verschiedenen Bereiche miteinander verknüpft. In Abbildung 16 ist das komplette Schema der Datenbank inklusive Verknüpfungen dargestellt.

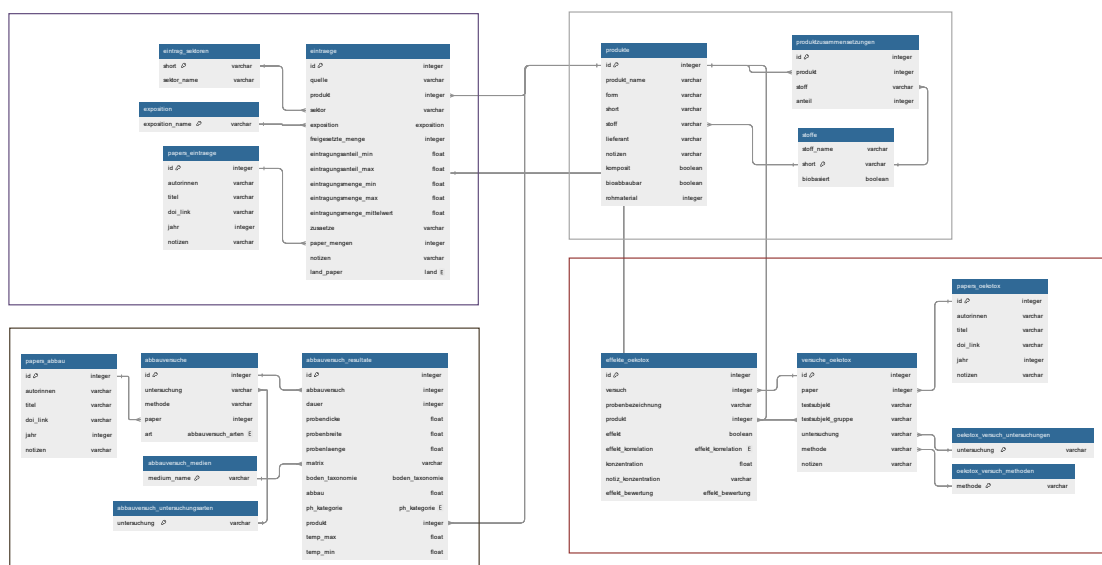


Abbildung 16: Datenbankschema (erstellt mit <https://dbdiagram.io>), gruppiert nach Einträgen (o.I.), Abbau (u.I.), Ökotoxizität (u.r.) und Produkte (o.r.)

4.5.2 Kunststoffeintragungen in die Umwelt

Das Ziel des Schwerpunktes «Kunststoffeintragungen in die Umwelt» ist es aufzuzeigen, welche Produkte wo und in welchem Ausmass freigesetzt werden, damit ersichtlich wird, wo Substitutionen von konventionellen Kunststoff-Produkten durch BAW den grössten Effekt haben können. Es wurde mittels Literaturrecherche und direkten Anfragen bei Universitäten in Italien und Frankreich nach Daten aus der Schweiz sowie den Nachbarländern (Deutschland, Österreich, Frankreich, Italien) gesucht. Da zu den Ländern Österreich, Frankreich und Italien keine Daten zum Eintrag ausfindig gemacht werden konnten (Stand April 2024), sind diese Länder nicht in der Datenbank enthalten. Die ermittelten Daten basieren auf Schätzungen und Modellrechnungen, was eine erhöhte Unsicherheit mit sich bringt.

In Tabelle 27 sind alle in der Datenbank enthaltenen Informationen zum Schwerpunkt «Kunststoff-eintragungen in die Umwelt» aufgeführt. Die eingetragenen Produkte wurden in Sektoren und Expositionen eingeteilt. Der Sektor bezieht sich hierbei auf den Ursprung des Eintrages, aufgeteilt in folgende sechs Gruppen: Landwirtschaft/Gartenbau, Strasse, Industrie, Konsument, Abwasser- und Klärschlammbehandlung und Sonstiges. Die Exposition beschreibt den Eintragsort des Kunststoffs: Boden, Wasser oder Divers. Unter Divers sind z. B. Abrieb von Sport- und Spielplätzen zu verstehen, die nicht klar der Exposition Boden oder Wasser zugeteilt werden können. Nicht alle Eintragsquellen sind auf Produkte zurückzuführen (z. B. bei Verwehungen von Sport- und Spielplätzen wurde darauf verzichtet, Sport- und Spielplätze als Produkt einzutragen). Wenn das Produkt aus unterschiedlichen Polymeren bestehen kann und die Hauptzusammensetzung unbekannt ist, wurde in der Produktetabelle keine Angabe zum Material gemacht.

Bei den Mengen wird zwischen freigesetzter Menge und eingetragener Menge unterschieden. Die freigesetzte Menge bezieht sich auf die gesamte Menge, welche in die Umwelt gelangt. Wobei die eingetragene Menge sich nur auf den Anteil bezieht, welcher nach möglichen Filtermechanismen (ARA, Strassenabwasser-Behandlungsanlage (SABA)) tatsächlich in der Umwelt zurückbleibt. Der Eintragsanteil gibt an, wie gross der Anteil der eingetragenen Menge an der freigesetzten Menge ist. Beträgt der Eintragsanteil 100 %, so sind freigesetzte Menge und eingetragene Menge identisch, sprich es existieren keine Filtermechanismen (z. B. umhülltes Saatgut).

Wenn in der Literatur keine Angaben dazu vorhanden waren, aus welchen Polymeren die in die Umwelt eingetragenen Produkte bestehen, wurden dazu in der Datenbank ebenfalls keine Angabe hinterlegt.

Tabelle 27: Überblick über die erfassten Daten zum Schwerpunkt Kunststoffeintragen in die Umwelt

Tabellen-Name	Erfasste Daten (Spaltenname)	Erklärung und Beispiel
eintraege	quelle	Quelle des Kunststoffeintrags (z. B. Reifenabrieb)
	produkt	Eingetragenes Produkt, verweist auf Produkte-Tabelle (z. B. Reifen)
	sektor	Zugeteilter Eintrags-Sektor (z. B. Landwirtschaft)
	exposition	Wo sich Kunststoffrückstände absetzen (Boden, Wasser, Divers)
	freigesetzte_menge	In die Umwelt eingebrachte Menge (t/a)
	eintragungsanteil (_min und _max)	Minimaler & maximaler Anteil der freigesetzten Menge, welcher in der Umwelt verbleibt (%)
	eintragungsmenge (_min und _max)	Minimale und maximale in der Umwelt verbleibende Menge (t/a)
	zusaeetze	Welche Zusätze durch den Eintrag in die Umwelt gelangen (z. B. UV-Stabilisator)
	paper_mengen	Literaturquellen
	notizen	Platz für Notizen
	land_paper	Land, in welchem der Eintrag untersucht wurde
papers_eintraege	autorinnen	
	titel	
	doi_link	
	jahr	
	notizen	

4.5.3 Toxizität: Fokus BAW

Das Ziel des Schwerpunktes «Toxizität: Fokus BAW» ist es, Daten aus der Literatur zusammenzufassen, um einen Überblick über die ökotoxikologischen Effekte verschiedener Kunststoffe zu erhalten. Die Daten wurden in den beiden Tabellen⁵⁶ «effekte_oekotox» und «versuche_oekotox» erfasst. Tabelle 28 gibt einen Überblick über alle in der Datenbank enthaltenen Informationen zum Schwerpunkt «Toxizität: Fokus BAW».

Bei Vergleichen zwischen verschiedenen Stoffen ist es wichtig, zwischen Rohmaterialien und verarbeiteten Produkten zu unterscheiden, da bestimmte Additive erst bei der Verarbeitung hinzukommen, welche ebenfalls zu ökotoxikologischen Effekten führen können (siehe Abschnitt 4.3 Umwelrelevanz). Ob ein Rohmaterial oder ein fertiges Produkt untersucht wurde, ist in der Produkte-Tabelle angegeben.

Für eine effiziente Datenerfassung gibt es eine Tabelle zu durchgeführten Versuchen (Tabelle «versuche_oekotox») und eine Tabelle zu den festgestellten Effekten (Tabelle «effekte_oekotox»).

⁵⁶ «Tabelle» ohne Nummerierung bezieht sich im gesamten Abschnitt 4.5 auf die Tabellen der Datenbank.

Ein Versuch hat mehrere Effekte, wenn der gleiche Versuch an verschiedenen Produkten durchgeführt wurde.

Die verwendeten Untersuchungsobjekte wurden in folgende 12 Gruppen eingeteilt: Algen, Bakterien, mikrobielle Biomasse, Fadenwürmer/Nematoden, Hefezellen, Kulturpflanze, Wildpflanze, Mensch, Pilze, Plankton/Amöben, Regenwurm, Springschwänze.

Es wurde die Richtung der Korrelation des Effektes angegeben. Positiv bedeutet, dass der Messwert durch die Zugabe von Mikroplastik grösser wird (z. B. höhere Sterblichkeit bei Regenwürmern, höhere Biomasse), negativ, dass er kleiner wird (z. B. kleinere Biomasse). Die Korrelation sagt aber nichts darüber aus, ob der Effekt aus ökologischer Sichtweise positiv oder negativ zu bewerten ist. Diese Angabe befindet sich in der Spalte «effekt_bewertung», wo dem Effekt aus ökologischer Sicht zusätzlich eine Bewertung gegeben wurde.

Tabelle 28: Überblick über die erfassten Daten zum Schwerpunkt «Toxizität: Fokus BAW»

Tabellen-Name	Erfasste Daten (Spaltenname)	Erklärung und Beispiel
versuche_oekotox	paper	Literaturquellen
	testsubjekt	Untersuchter Organismus (z. B. <i>A. fischeri</i>)
	testsubjekt_gruppe	Einordnung des Testsubjekts in eine Gruppe (z. B. Bakterium)
	untersuchung	Was untersucht wird (z. B. Stoffwechsel)
	methode	Mit welcher Methode untersucht wurde (z. B. Microtox-Test)
	notizen	
effekte_oekotox	versuch	Verweist auf Versuchs-Tabelle
	probenbezeichnung	Bezeichnung der Probe zum vereinfachten Abfüllen, für Funktionalität nicht relevant
	produkt	Untersuchtes Produkt, verweist auf Produkte-Tabelle
	effekt	Wurde ein statistisch relevanter Effekt festgestellt? (Ja/Nein)
	effekt_korrelation	Richtung der festgestellten Korrelation: positiv, negativ oder nicht gerichtet
	konzentration	Prozentuale Konzentration, bei welcher der Effekt festgestellt wurde
	notiz_konzentration	Erklärung, auf was sich die Konzentration bezieht (z. B. Trockengewicht Boden)
	effekt_bewertung	Wird der Effekt als positiv, negativ oder unklar eingestuft?
papers_oekotox	autorinnen	
	titel	
	doi_link	
	jahr	
	notizen	

4.5.4 Biologische Abbaubarkeit von BAW

Das Ziel des Schwerpunktes «Biologische Abbaubarkeit von BAW» ist es, in Literatur ermittelte Abbauraten verschiedener Produkte unter verschiedenen Bedingungen zu erfassen. Ähnlich wie bei Ökotoxikologie gibt es jeweils eine Tabelle zu den Versuchen und eine Tabelle zu den Resultaten der Versuche. Tabelle 29 gibt einen Überblick über alle in der Datenbank enthaltenen Informationen zum Schwerpunkt «Abbauversuche».

Der pH-Bereich der Proben wurde nach Agroscope FAL Reckenholz (2019) in die Kategorien «alkalisch», «neutral», «schwach sauer», «sauer», «stark sauer» und «sehr stark sauer» eingeteilt. In der Literatur wurde der pH meist in CaCl₂ gemessen. Wenn der pH nicht in CaCl₂, sondern in Wasser gemessen wurde, wurde eine angepasste Skala verwendet. Die beiden Skalen für CaCl₂ und H₂O sind in Tabelle 30 dargestellt.

Die untersuchte Matrix wurde in 6 Gruppen aufgeteilt: Boden, Gärgut, Kompost, Freiluft, (Salzwasser und Süsswasser⁵⁷). Freiluft bezeichnet eine Situation, in welcher der Gegenstand z. B. wegen Littering, frei herumliegt. Wenn Boden untersucht wurde, wurde er nach Agroscope FAL Reckenholz (2019) gemäss seiner Feinerdkörnung in eine von 13 Kategorien eingeteilt. Wenn in der Literatur eine andere Taxonomie verwendet wurde, wurden die Gehalte für Ton, Schluff und Sand in die passendste Kategorie übertragen.

Tabelle 29: Überblick über die verschiedenen Daten zum Schwerpunkt «Biologische Abbaubarkeit von BAW»

Tabellen-Name	Erfasste Daten (Spaltenname)	Erklärung und Beispiel
abbauversuche	untersuchung	Was untersucht wurde (z. B. Optik)
	messmethode	Mit welcher Methode untersucht wurde, z. B. FT-IR
	paper	Verweist auf Paper-Tabelle
	art	Versuchsart: Labor- oder Feldversuch
abbauversuche_ resultate	abbauversuch	verweist auf Abbauversuchs-Tabelle
	dauer	Wie lange (Tage) das Experiment dauerte
	probenbreite, probendicke, probenlaenge	Breite, Länge und Dicke der Probe in mm, Dicke nur bei Folien relevant
	matrix	Matrix, in der der Abbauversuch stattfand, z. B. Kompost
	boden_taxonomie	Falls Boden untersucht wurde
	abbau	Prozentualer Abbau während des Versuches
	ph_kategorie	pH-Bereich der Probe, z. B. leicht sauer
	produkt	Verweist auf Produkte-Tabelle
	temp_min & temp_max	Ober- und Untergrenze des Temperatur-Bereichs während des Versuchs
papers_abbau	autorinnen	
	titel	
	doi_link	
	jahr	
	notizen	

⁵⁷ Süss- und Salzwasser wurden in dieser Arbeit nicht betrachtet. In der Übersicht zu Umweltkompartimenten wurden sie dennoch jeweils mit einem kurzen Hinweis berücksichtigt, um die Einordnung der untersuchten Medien im Gesamtkontext zu erleichtern.

Tabelle 30: Kategorisierung des pH-Bereiches nach Agroscope FAL Reckenholz (2019)

Kategorie	pH (CaCl ₂)	pH (H ₂ O)
alkalisch	> 6.7	> 7.2
neutral	6.2–6.7	6.8–7.2
Schwach sauer	5.1–6.1	5.9–6.7
sauer	4.3–5.0	5.3–5.8
stark sauer	3.3–4.2	3.9–5.2
sehr stark sauer	< 3.3	< 3.9

4.5.5 Produkte

Die Produkte-Tabelle ist als zentrale Tabelle mit allen Schwerpunkten verknüpft. Jedoch sind nicht bei allen Schwerpunkten alle Spalten notwendig, z. B. ist eine Angabe zum Lieferanten/Hersteller bei Ökotoxikologie- und Abbauversuchen sinnvoll, bei Eintragungen jedoch weniger. Wenn eine Spalte bei einem Schwerpunkt nicht benötigt wird, wurde sie systematisch leer gelassen. Produkte, die aus mehreren Stoffkomponenten bestehen, werden als Kompositmaterialien eingetragen. Für jeden im Produkt enthaltenen Stoff gibt es in der Tabelle «produktzusammensetzungen» einen separaten Eintrag. Die Daten der Tabelle «Produkte» sind in Tabelle 31 dargestellt.

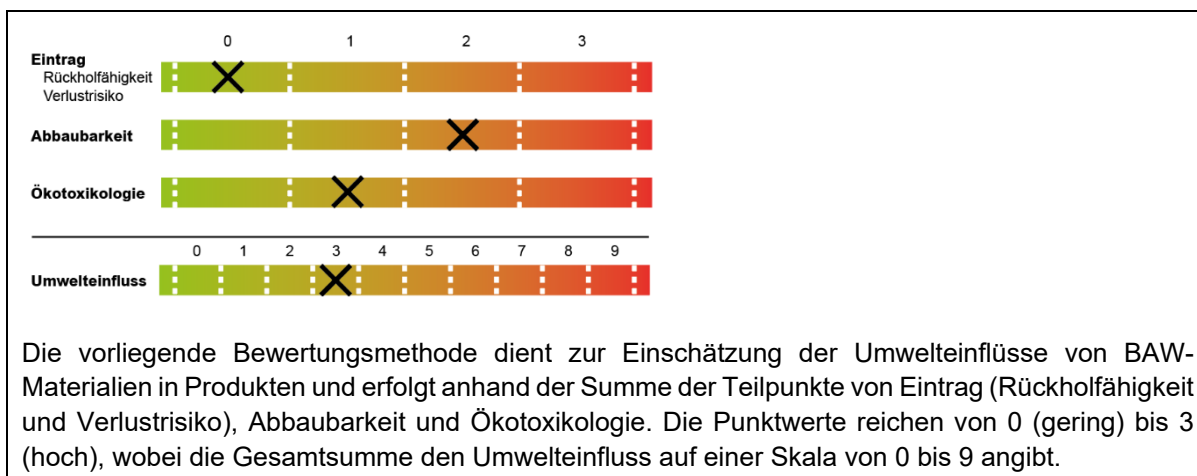
Tabelle 31: Überblick über die Daten zu den erfassten Produkten

Tabellen-Name	Erfasste Daten (Spaltenname)	Erklärung und Beispiel
produkte	produkt_name	Benennung des Produktes
	form	Form des Produktes, v. a. wichtig für Produkte aus Abbauversuchen
	stoff	Abkürzung des Stoffes, verweist auf Stoff-Tabelle
	lieferant	Lieferant/Hersteller, von dem das Produkt gekauft wurde
	notizen	
	komposit	Besteht das Produkt aus einem Kompositmaterial – ja/nein
	rohmaterial	Ist das Produkt ein Rohmaterial – ja/nein
stoffe	stoff_name	
	short	Verwendete Abkürzung
	biobasiert	Ist der Stoff biobasiert – ja/nein
produktzusammensetzungen	produkt	Verweist auf Produkte-Tabelle
	stoff	
	anteil	Prozentualer Anteil des Stoffs

4.5.6 Abfragen

Abfragen können mit der Datenbanksprache SQL erstellt werden, um eine Zusammenfassung oder Auswertung der Daten zu erstellen. Vorgehensweise zum Erstellen von Abfragen und Beispiele sind in einer separaten Anleitung aufgeführt.

4.6 Bewertung



4.6.1 Zusammenfassung

Folgend wird eine Methode zur Bewertung des möglichen Umwelteinflusses von Materialien vorgestellt, die in verschiedenen Produkten vorkommen, welche entweder in der Onlinerecherche ausfindig gemacht wurden oder aus der Umfrage stammen. Die Bewertung erfolgt anhand der drei Kriterien Eintrag, Abbaubarkeit und Ökotoxikologie, wobei für jedes Kriterium 0 bis 3 Punkte vergeben werden. Je höher die Punktzahl, desto negativer die Umweltwirkung. Die Gesamtpunktzahl ergibt den Umwelteinfluss eines Produkts, der auf einer Skala von 0 (kein bis wenig Einfluss) bis 9 (inakzeptabel) eingeordnet wird.

- Eintrag bewertet die Rückholbarkeit und das Verlustrisiko.
- Abbaubarkeit bezieht sich auf den Abbau im Boden, da dieser als relevantes Umweltkompartiment betrachtet wird.
- Ökotoxikologie beurteilt die Häufigkeit negativer Effekte auf Organismen gemäss Literaturquellen.

Für Produkte mit unbekannten Materialien wird, mangels belastbarer Daten, der Höchstwert (3 Punkte) je Kriterium angesetzt, was im Sinne des Vorsorgeprinzips zu einer präventiven Einschätzung führt. Die Methode erlaubt Anpassungen, wenn neue Informationen verfügbar sind, und stakeholder-spezifische Erweiterungen durch zusätzliche Bewertungskriterien. Eine zentrale Herausforderung liegt in der Kategorietiefe: Generalisierungen (z. B. bei cellulosebasierten Materialien) können zu Verzerrungen führen, wenn produktspezifische Eigenschaften nicht berücksichtigt werden.

Die Bewertung zeigt:

- Produkte mit niedriger Punktzahl (0–4 Punkte) weisen meist geringe Umweltrelevanz auf. Es handelt sich überwiegend um stärke- und cellulosebasierte Materialien sowie PHA-Produkte, die durch geringe Verlustrisiken und geringe Ökotoxizität überzeugen.
- Produkte mit mittlerer Bewertung (5–6 Punkte) betreffen vorwiegend Celluloseprodukte und PLA, wobei der Eintrag sowie die teils langsamere Abbaubarkeit die Punktzahl erhöhen.

- Produkte mit hoher Bewertung (7–8 Punkte) sind meist aus PLA, PBAT oder bestehen aus unbekannten Materialien. Selbst biologisch abbaubare Materialien wie Alginat können durch unklare Zusammensetzungen eine negative Wertung erhalten.
- Produkte mit 9 Punkten gelten als inakzeptabel – sie weisen unbekannte Zusammensetzung, hohe Verlustrisiken und geringe Rückholbarkeit auf.

Insgesamt zeigt sich: Je präziser die Materialkenntnis, desto zuverlässiger die Umweltbewertung. Die entwickelte Methode bietet dabei ein flexibles Werkzeug zur Einschätzung, ist aber auf transparente Materialdaten angewiesen.

4.6.2 Einleitung

Vor dem Hintergrund des zunehmenden Einsatzes biologisch abbaubarer Werkstoffe (BAW) in Konsum- und Industrieprodukten stellt sich die Frage, wie mit diesen Materialien im Hinblick auf ihren Umwelteintrag und ihre potenzielle Wirkung künftig umzugehen ist. Für die zusammenfassende Bewertung der in den Abschnitten Eintrag (4.2), Abbaubarkeit (4.3) und Umweltrelevanz (4.4) diskutierten Aspekte kommt ein Punktesystem zum Einsatz, das eine einfache und flexible Anwendung ermöglicht. Je höher die Punktzahl, desto negativer – oder mit grösserer Unsicherheit behaftet – wird die Umweltwirkung eingeschätzt. Ziel der Bewertung ist es, auf Basis verfügbarer Daten eine praxisnahe Einordnung vorzunehmen und so eine fundierte Grundlage für Handlungsempfehlungen an verschiedene Akteursgruppen zu schaffen.

4.6.3 Methode

Für alle drei Bereiche werden zwischen 0 und 3 Punkten vergeben, wobei 0 für die geringste negative Einwirkung steht und 3 für die höchste negative Einwirkung. Die aufsummierten Punkte ergeben die Bewertung des Umwelteinflusses (Tabelle 32).

Die Punkte für Abbau und Ökotoxizität werden auf Ebene der Materialgruppen (vgl. Abschnitt 2.3.2) und auf Basis der Resultate der Literaturrecherche aus Abschnitt 4.3.4 vergeben. Die Bewertung des Eintrags ist hingegen produktspezifisch.

Tabelle 32: Umwelteinfluss nach Aufsummierung der Teilbewertungen für Eintrag, Abbaubarkeit und Umweltrelevanz

Bewertung	Umwelteinfluss
0	kein
1	kein bis wenig
2	sehr gering
3	gering
4	mässig
5	erhöht
6	deutlich
7	hoch
8	kritisch
9	inakzeptabel

4.6.3.1 Eintrag

Die Bewertung des Eintrags ist der aufgerundete Mittelwert aus der Bewertung der Rückholfähigkeit und des Verlustrisikos (Tabelle 33).

Tabelle 33: Teilbewertung des Eintrags. Die Punkte setzen sich zusammen aus zwei Bewertungen für die Rückholfähigkeit und das Verlustrisiko.

Eintrag	Rückholfähigkeit	Verlustrisiko
3	unmöglich	sehr gross
2	möglich, mit grossem Aufwand (Kosten)	gross
1	möglich, mittlerer Aufwand	mässig
0	einfach möglich / nicht nötig	kein bis wenig

4.6.3.2 Abbau

Die aktuelle Bewertung (Tabelle 34) richtet sich nach der Beurteilung des Abbaus im Boden (da der Abbau unter der Bedingung Freiluft nur temporär ist und die Möglichkeit zur Entfernung besteht.)

Tabelle 34: Teilbewertung des Abbaus. Als Massstab gilt der Abbau im Boden.

Abbau	im Boden
3	schlecht, gar nicht
2	langsam
1	on demand (zeitlich gesteuerter Abbau)
0	schnell

4.6.3.3 Ökotoxikologie

Die Bewertung der Ökotoxikologie richtet sich nach der Häufigkeit festgestellter negativer Effekte gemäss der Literaturrecherche aus Abschnitt 4.4.4.

Tabelle 35: Teilbewertung der Ökotoxizität.

Ökotox	
3	mehrheitlich negativer Effekt
2	vereinzelt negativer Effekt
1	kein Effekt
0	positiver Effekt

4.6.3.4 Umgang mit unbekannten Werten

Die Werte für den Eintrag basieren auf Erfahrungswerten. Für die Beurteilung des Abbaus und der Ökotoxikologie muss jedoch das Material bekannt sein. Fehlt diese Angabe, bestehen zwei mögliche Vorgehensweisen. Das Produkt kann entweder separat behandelt werden, oder es kann ein Ersatzwert (z. B. 3) eingesetzt werden.

4.6.4 Ergebnisse

Nach dem Filtern nach unbekannten Materialien ergibt sich folgende Liste (Tabelle 36):

Tabelle 36: Produkte mit unbekannten Materialzusammensetzungen. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel, LW = Landwirtschaft.

Produktgruppe	Produkt
GaLa-Bedarf	Trimmerfaden
Haushaltsbedarf	Silvesterraketenteile
Haushaltsbedarf	Feuchttücher
Haushaltsbedarf	Mikroplastik in Kosmetik
Industrieanwendung	Flockungshilfsmittel
Industrieanwendung	Fällmittel
Industrieanwendung	Farben
Industrieanwendung	Lacke
Industrieanwendung	Schäume
Kompostbeutel	Kompostbeutel
LM-Verpackung	Kaffeekapsel
LM-Verpackung	Kaffeekapsel
LM-Verpackung	Obst-/Gemüsesticker
LW/Forst-Bedarf	Mulchfolien
LW/Forst-Bedarf	Bindegarn und Kabelbinder
LW/Forst-Bedarf	Saatgutbeschichtung
LW/Forst-Bedarf	Dünger und Pestizide
LW/Forst-Bedarf	Vogelberingung
Verpackung	Loose Fill, Verpackungschips
Verpackung	geschäumte Verpackungen
Verpackung	Fensterfolie von Couverts
Weiteres	Kaugummi
Weiteres	Zigarettenfilter

Im Folgenden werden die Ergebnisse diskutiert. Bei unbekannten Materialien wurde dabei ein Standardwert von 3 angesetzt. Eine Übersicht der bewerteten Produkte ist in Tabelle 37 dargestellt. Anschliessend folgen Auszüge, gegliedert nach Punktkategorien.

Tabelle 37: Übersicht der bewerteten Produkte, sortiert nach der Gesamtbewertung. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel, LW = Landwirtschaft.

Produktgruppe	Produkt	Materialgruppe	Materialart	Bewertung					
				Eintrag			Abbau (im Boden)	Ökotox	Total
				Verlustrisiko	Rückholbarkeit	Mittelwert			
Taschen und Beutel	Taschen	Stärke	Verbundmaterial	0	0	0	3	0	3
GaLa-Bedarf	Pflanztöpfe	Stärke	Verbundmaterial	0	1	1	3	0	4
GaLa-Bedarf	Pflanzentöpfe und -Schalen	Stärke	Verbundmaterial	0	1	1	3	0	4
GaLa-Bedarf	Blumensteckschaum	Stärke	Verbundmaterial	1	0	1	3	0	4
Verpackung	Versandfolie	Stärke	Kartoffelstärke	0	1	1	3	0	4
Verpackung	Flaschenverpackungen	PHA	PHB	0	1	1	0	3	4
LM-Verpackung	BioPaper	Cellulose	Verbundmaterial	0	0	0	2	2	4
LM-Verpackung	Obst-/Gemüsenetze	Cellulose	Baumwolle	0	0	0	2	2	4
Haushaltsbedarf	Backpapier	Cellulose	Papier	0	1	1	2	2	5
Textil	T-Shirt	Cellulose	Lyocell	0	1	1	2	2	5
Textil	Raumtextil	Cellulose	Verbundmaterial	0	1	1	2	2	5
Geschirr	Besteck	Cellulose	Holz	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Boxen	Cellulose	Karton	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Palmbblattgeschirr	Cellulose	Palmbblatt	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Teller	Cellulose	Palmbblatt	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Bagassegeschirr	Cellulose	Zuckerrohrbagasse	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Besteck	Cellulose	Holz	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Teller	Cellulose	Palmbblatt	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Trays	Cellulose	Zuckerrohrbagasse	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Trays	Cellulose	Karton	1	1	1	2	2	5
Haushaltsbedarf	Servietten	Cellulose	Papier	1	1	1	2	2	5
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	PHA	PHB	2	2	2	0	3	5
GaLa-Bedarf	Geotextil	Cellulose	Cellulose	3	0	2	2	2	6
LM-Verpackung	Teebeutel	Cellulose	Papier	2	2	2	2	2	6
Taschen und Beutel	Taschen	PLA	PLA	0	0	0	3	3	6
Taschen und Beutel	Taschen	PLA	Verbundmaterial	0	0	0	3	3	6
GaLa-Bedarf	Pflanztöpfe	PLA	PLA	0	1	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PBAT	Mater-Bi	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	Unbekannt	Verbundmaterial	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PLA	PLA	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PBAT	Mater-Bi	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PLA	Verbundmaterial	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Grünabfallbeutel, Bio-Taschen	PBAT	Mater-Bi	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PLA	PLA	1	0	1	3	3	7
LM-Verpackung	Folie für Schokolade	PLA	Ecovio	0	1	1	3	3	7

Produktgruppe	Produkt	Materialgruppe	Materialart	Bewertung					
				Eintrag			Abbau (im Boden)	Ökotox	Total
				Verlustrisiko	Rückholbarkeit	Mittelwert			
Textil	Einlegesohlen	PLA	Verbundmaterial	0	1	1	3	3	7
Verpackung	Geschenkverpackung	PLA	PLA	0	1	1	3	3	7
Verpackung	Sekundär- und Tertiärverpackung	Materialneuheit	Verbundmaterial	0	1	1	3	3	7
Verpackung	Entgasungsventil	PLA	Ecovio	0	1	1	3	3	7
Verpackung	Entgasungsventil	PLA	Ecovio	0	1	1	3	3	7
GaLa-Bedarf	Tropfbewässerung	PLA	PLA	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Trinkhalm	PLA	Verbundmaterial	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Deckel	PLA	PLA	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Besteck	Materialneuheit	Verbundmaterial	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Teller	PLA	Verbundmaterial	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Becher	PLA	PLA	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Teller, Becher	PLA	Verbundmaterial	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Besteck	PLA	PLA / CPLA	1	1	1	3	3	7
Weiteres	3D-Druck-Filament	PLA	PLA	0	2	1	3	3	7
Haushaltsbedarf	Feuchttücher	Unbekannt	Unbekannt	1	2	2	3	3	8
Hygieneprodukt	Hundekotbeutel	PBAT	Mater-Bi	1	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Teebeutel	PLA	PLA	2	1	2	3	3	8
Verpackung	geschäumte Verpackungen	Unbekannt	Unbekannt	1	2	2	3	3	8
Verpackung	Fensterfolie von Couverts	Unbekannt	Unbekannt	2	1	2	3	3	8
Weiteres	Schuhsohlen	Materialneuheit	Unbekannt	1	2	2	3	3	8
GaLa-Bedarf	Pflanzen-Befestigungsclips	PLA	PLA	2	2	2	3	3	8
Industrieanwendung	Flockungshilfsmittel	Unbekannt	Unbekannt	2	2	2	3	3	8
Industrieanwendung	Fällmittel	Unbekannt	Unbekannt	2	2	2	3	3	8
Industrieanwendung	Lacke	Unbekannt	Unbekannt	2	2	2	3	3	8
Industrieanwendung	Schäume	Unbekannt	Unbekannt	2	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	PLA	PLA	2	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	Unbekannt	Verbundmaterial	2	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	Unbekannt	Verbundmaterial	2	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	Materialneuheit	Alginat	2	2	2	3	3	8
Rohmaterial	Pellets	Materialneuheit	Verbundmaterial	1	3	2	3	3	8
Rohmaterial	Pellets	Materialneuheit	Verbundmaterial	1	3	2	3	3	8
Verpackung	Loose Fill, Verpackungschips	Unbekannt	Unbekannt	1	3	2	3	3	8
Haushaltsbedarf	Silvesterraketenteile	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
Haushaltsbedarf	Mikroplastik in Kosmetik	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
Industrieanwendung	Farben	Unbekannt	Unbekannt	2	3	3	3	3	9
LM-Verpackung	Obst-/Gemüsesticker	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Wuchshülle mit Kabelbinder	Materialneuheit	Verbundmaterial	3	2	3	3	3	9

Produktgruppe	Produkt	Materialgruppe	Materialart	Bewertung					
				Eintrag			Abbau (im Boden)	Ökotox	Total
				Verlustrisiko	Rückholbarkeit	Mittelwert			
LW/Forst-Bedarf	Mulchfolien	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Bindegarn und Kabelbinder	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
GaLa-Bedarf	Trimmerfaden	Unbekannt	Verbundmaterial	3	3	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Saatgutbeschichtung	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Dünger und Pestizide	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Vogelberingung	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9
Weiteres	Kaugummi	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9
Weiteres	Zigarettenfilter	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9

4.6.5 Diskussion

Eine Bewertung nach dem Kriterium «viel/wenig» für den Eintrag wäre naheliegend, wurde jedoch verworfen, da ein hoher Eintrag eines unbedenklichen Materials bereits zu einer negativ verzerrten Bewertung führen würde.

Bei der Bewertung des Abbaus wurde das Umweltkompartiment Boden gewählt, obwohl eine offene Exposition in der Umwelt (Matrix Freiluft) die Bedingungen zum Abbau zusätzlich erschwert. Dies, weil ein beträchtlicher Anteil des potenziellen Eintrags über die Grüngutschiene direkt in den Boden gelangt. Des weiteren ist «Freiluft» oft ein temporärer Zustand, da das Produkt durch Umlagerungsprozesse tendenziell von der Oberfläche in tiefere Bodenschichten verlagert wird.

Die Punkte für Abbau und Ökotoxizität werden in der vorliegenden Arbeit auf Basis von Literaturwerten vergeben. Die Methode erlaubt jedoch einfache Anpassungen, beispielsweise wenn an einem Material spezifische Verbesserungen vorgenommen werden. Ist das Material unbekannt oder handelt es sich um Verbundmaterialien mit unbekannter Zusammensetzung, kann mit der aktuellen Methode keine Bewertung vorgenommen werden. Die Problematik der Kategorietiefe wurde bereits eingangs des Kapitels und in Abschnitt 2.3.2 angesprochen und zeigt sich auch in der Bewertung: Beispielsweise wurde für cellulosebasierte BAW ein Abbauwert von 2 vergeben, was je nach Produkt zu einer zu kritischen Bewertung führen kann.

Grundsätzlich gilt: Je genauer die Punktevergabe künftig auf Material- und Produktebene erfolgt, desto aussagekräftiger wird die Bewertung.

4.6.5.1 Kein bis mässiger Umwelteinfluss (0 bis 4 Punkte)

Bei einer Bewertung mit 0 bis 4 Punkten, entsprechend einem Umwelteinfluss von «kein bis wenig», «sehr gering», «gering» bis «mässig», ergeben sich folgende Produkte (Tabelle 38):

Es handelt sich mehrheitlich um stärke- und cellulosebasierte Materialien sowie ein Produkt aus PHA. Die geringen Punktzahlen resultieren hauptsächlich aus dem geringen Verlustrisiko sowie der niedrigen Bewertung der Ökotoxizität bei stärkehaltigen Produkten.

Tabelle 38: Produkte mit einer Bewertung von 1 bis 4 Punkten. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel.

Produktgruppe	Produkt	Materialgruppe	Materialart	Bewertung					
				Eintrag			Abbau (im Boden)	Ökotox	Total
				Verlustrisiko	Rückholbarkeit	Mittelwert			
Taschen und Beutel	Taschen	Stärke	Verbundmaterial	0	0	0	3	0	3
GaLa-Bedarf	Pflanztöpfe	Stärke	Verbundmaterial	0	1	1	3	0	4
GaLa-Bedarf	Pflanzentöpfe und -Schalen	Stärke	Verbundmaterial	0	1	1	3	0	4
GaLa-Bedarf	Blumensteckschaum	Stärke	Verbundmaterial	1	0	1	3	0	4
Verpackung	Versandfolie	Stärke	Kartoffelstärke	0	1	1	3	0	4
Verpackung	Flaschenverpackungen	PHA	PHB	0	1	1	0	3	4
LM-Verpackung	BioPaper	Cellulose	Verbundmaterial	0	0	0	2	2	4
LM-Verpackung	Obst-/Gemüsenetze	Cellulose	Baumwolle	0	0	0	2	2	4

Das Resultat des PHA-Produkts steht im Widerspruch zur «Liste der zur Kompostierung oder Vergärung geeigneten Abfälle» der Vollzugshilfe VVEA (im Folgenden Positivliste) (BAFU, 2018a), laut der sich thermoplastische Kunststoffe innerhalb der praxisüblichen Behandlungszeiten nicht abbauen. Die Bewertung der übrigen Produkte stimmt mit der Positivliste überein.

4.6.5.2 Erhöhter bis deutlicher Umwelteinfluss (5 bis 6 Punkte)

Bei 5 bis 6 Punkten, entsprechend einem Umwelteinfluss von «erhöht» bis «deutlich» (Tabelle 39), handelt es sich mehrheitlich um cellulosebasierte Produkte. Zwei Produkte aus PLA erreichen diese Bewertung aufgrund des unwahrscheinlichen Eintrags, während das PHA-Produkt dank der guten Abbaubarkeit einen vergleichsweise tiefen Wert erhält.

Tabelle 39: Produkte mit einer Bewertung von 5 und 6 Punkten. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel.

Produktgruppe	Produkt	Materialgruppe	Materialart	Bewertung					
				Eintrag			Abbau (im Boden)	Ökotox	Total
				Verlustrisiko	Rückholbarkeit	Mittelwert			
Haushaltsbedarf	Backpapier	Cellulose	Papier	0	1	1	2	2	5
Textil	T-Shirt	Cellulose	Lyocell	0	1	1	2	2	5
Textil	Raumtextil	Cellulose	Verbundmaterial	0	1	1	2	2	5
Geschirr	Besteck	Cellulose	Holz	1	1	1	2	2	5

Produktgruppe	Produkt	Materialgruppe	Materialart	Bewertung					
				Eintrag			Abbau (im Boden)	Ökotox	Total
				Verlustrisiko	Rückholfähigkeit	Mittelwert			
Geschirr	Boxen	Cellulose	Karton	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Palmblattgeschirr	Cellulose	Palmblatt	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Teller	Cellulose	Palmblatt	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Bagassegeschirr	Cellulose	Zuckerrohrbagasse	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Besteck	Cellulose	Holz	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Teller	Cellulose	Palmblatt	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Trays	Cellulose	Zuckerrohrbagasse	1	1	1	2	2	5
Geschirr	Trays	Cellulose	Karton	1	1	1	2	2	5
Haushaltsbedarf	Servietten	Cellulose	Papier	1	1	1	2	2	5
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	PHA	PHB	2	2	2	0	3	5
GaLa-Bedarf	Geotextil	Cellulose	Cellulose	3	0	2	2	2	6
LM-Verpackung	Teebeutel	Cellulose	Papier	2	2	2	2	2	6
Taschen und Beutel	Taschen	PLA	PLA	0	0	0	3	3	6
Taschen und Beutel	Taschen	PLA	Verbundmaterial	0	0	0	3	3	6

Das Resultat des PHA-Produkts steht im Widerspruch zur Positivliste, laut der sich thermoplastische Kunststoffe innerhalb der praxisüblichen Behandlungszeiten nicht abbauen. Die Bewertung der PLA-Produkte entspricht hingegen der Positivliste, vorausgesetzt, sie werden in einer thermophilen Anlage mit vorgängiger Zerkleinerung entsorgt. Während Faserprodukte (Palmblatt, Papier, Karton) hinsichtlich der Verwertung unproblematisch sind, erhalten sie aufgrund ihrer Ökotoxizität eine schlechtere Bewertung. Textilien und Haushaltsprodukte sind nicht auf der Positivliste verzeichnet.

4.6.5.3 Hoher bis kritischer Umwelteinfluss (7 bis 8 Punkte)

Produkte mit 7 bis 8 Punkten, also einem Umwelteinfluss von «hoch» bis «kritisch» (Tabelle 40), umfassen vor allem Materialien unbekannter Zusammensetzung sowie Produkte aus PLA und PBAT, inklusive Mater-Bi. Ein Produkt aus Alginat weist zwar vermutlich eine gute Abbaubarkeit auf, wird in diesem Fall jedoch aufgrund der unbekannten Zusammensetzung herabgestuft. Alle diese Produkte erhalten den Höchstwert für Abbau im Boden und Ökotoxikologie.

Tabelle 40: Produkte mit einer Bewertung von 7 und 8 Punkten. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel.

Produktgruppe	Produkt	Materialgruppe	Materialart	Bewertung					
				Eintrag			Abbau (im Boden)	Ökotox	Total
				Verlustrisiko	Rückholfähigkeit	Mittelwert			

GaLa-Bedarf	Pflanztöpfe	PLA	PLA	0	1	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PBAT	Mater-Bi	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	Unbekannt	Verbundmaterial	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PLA	PLA	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PBAT	Mater-Bi	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PLA	Verbundmaterial	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Grünabfallbeutel, Bio-Taschen	PBAT	Mater-Bi	1	0	1	3	3	7
Kompostbeutel	Kompostbeutel	PLA	PLA	1	0	1	3	3	7
LM-Verpackung	Folie für Schokolade	PLA	Ecovio	0	1	1	3	3	7
Textil	Einlegesohlen	PLA	Verbundmaterial	0	1	1	3	3	7
Verpackung	Geschenkverpackung	PLA	PLA	0	1	1	3	3	7
Verpackung	Sekundär- und Tertiärverpackung	Materialneuheit	Verbundmaterial	0	1	1	3	3	7
Verpackung	Entgasungsventil	PLA	Ecovio	0	1	1	3	3	7
Verpackung	Entgasungsventil	PLA	Ecovio	0	1	1	3	3	7
GaLa-Bedarf	Tropfbewässerung	PLA	PLA	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Trinkhalm	PLA	Verbundmaterial	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Deckel	PLA	PLA	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Besteck	Materialneuheit	Verbundmaterial	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Teller	PLA	Verbundmaterial	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Becher	PLA	PLA	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Teller, Becher	PLA	Verbundmaterial	1	1	1	3	3	7
Geschirr	Besteck	PLA	PLA / CPLA	1	1	1	3	3	7
Weiteres	3D-Druck-Filament	PLA	PLA	0	2	1	3	3	7
Haushaltsbedarf	Feuchttücher	Unbekannt	Unbekannt	1	2	2	3	3	8
Hygieneprodukt	Hundekotbeutel	PBAT	Mater-Bi	1	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Teebeutel	PLA	PLA	2	1	2	3	3	8
Verpackung	geschäumte Verpackungen	Unbekannt	Unbekannt	1	2	2	3	3	8
Verpackung	Fensterfolie von Couverts	Unbekannt	Unbekannt	2	1	2	3	3	8
Weiteres	Schuhsohlen	Materialneuheit	Unbekannt	1	2	2	3	3	8
GaLa-Bedarf	Pflanzen-Befestigungsclips	PLA	PLA	2	2	2	3	3	8
Industrieanwendung	Flockungshilfsmittel	Unbekannt	Unbekannt	2	2	2	3	3	8
Industrieanwendung	Fällmittel	Unbekannt	Unbekannt	2	2	2	3	3	8
Industrieanwendung	Lacke	Unbekannt	Unbekannt	2	2	2	3	3	8
Industrieanwendung	Schäume	Unbekannt	Unbekannt	2	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	PLA	PLA	2	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	Unbekannt	Verbundmaterial	2	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	Unbekannt	Verbundmaterial	2	2	2	3	3	8
LM-Verpackung	Kaffeekapsel	Materialneuheit	Alginat	2	2	2	3	3	8
Rohmaterial	Pellets	Materialneuheit	Verbundmaterial	1	3	2	3	3	8
Rohmaterial	Pellets	Materialneuheit	Verbundmaterial	1	3	2	3	3	8
Verpackung	Loose Fill, Verpackungschips	Unbekannt	Unbekannt	1	3	2	3	3	8

Die Bewertung der PLA-Produkte entspricht der Positivliste, vorausgesetzt, sie werden in einer thermophilen Anlage mit vorgängiger Zerkleinerung entsorgt. Für PLA und PBAT wird jedoch eine weitere Abklärung empfohlen, ob die Produkte innerhalb der praxisüblichen Behandlungszeit

vollständig abgebaut werden. Andernfalls besteht die Gefahr eines Austrags in den Boden, wo sowohl der Abbau als auch die Ökotoxizität problematische Werte aufweisen. Diverse Produkte sind nicht auf der aktuellen Positivliste verzeichnet und erfordern eine deutliche Kennzeichnung, falls die Entsorgung über die Grüngutschiene erfolgen soll.

4.6.5.4 Inakzeptabler Umwelteinfluss (9 Punkte)

Mit 9 Punkten, also einem Umwelteinfluss von «inakzeptabel» (Tabelle 41), werden Produkte bewertet, die sowohl eine unbekannte Zusammensetzung, ein hohes Verlustrisiko als auch eine geringe Rückholbarkeit aufweisen.

Tabelle 41: Produkte mit einer Bewertung von 9 Punkten. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel, LW = Landwirtschaft.

Produktgruppe	Produkt	Materialgruppe	Materialart	Bewertung					
				Eintrag			Abbau (im Boden)	Ökotox	Total
				Verlustrisiko	Rückholbarkeit	Mittelwert			
Haushaltsbedarf	Silvesterraketenteile	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
Haushaltsbedarf	Mikroplastik in Kosmetik	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
Industrieanwendung	Farben	Unbekannt	Unbekannt	2	3	3	3	3	9
LM-Verpackung	Obst-/Gemüsesticker	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Wuchshülle mit Kabelbinder	Materialneuheit	Verbundmaterial	3	2	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Mulchfolien	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Bindegarn und Kabelbinder	Unbekannt	Unbekannt	3	2	3	3	3	9
GaLa-Bedarf	Trimmerfaden	Unbekannt	Verbundmaterial	3	3	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Saatgutbeschichtung	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Dünger und Pestizide	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9
LW/Forst-Bedarf	Vogelberingung	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9
Weiteres	Kaugummi	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9
Weiteres	Zigarettenfilter	Unbekannt	Unbekannt	3	3	3	3	3	9

Diese Produkte erfordern eine Deklaration der Materialzusammensetzung sowie eine klare Kennzeichnung des beabsichtigten Entsorgungsweges. Die meisten dieser Produkte werden durch die neue EU-Regelung erfasst. Eine transparente Deklaration ist entscheidend, um die Umweltwirkungen besser abschätzen zu können. Da diese Produkte mit hoher Wahrscheinlichkeit direkt oder indirekt in den Boden gelangen, bleiben Abbau und Ökotoxizität die zentralen Hebel, um ihre Umwelteinwirkung zu steuern.

Die Bewertungsmethode ist geeignet für die Lenkung von Materialien und Produkten im Hinblick auf ihre gewünschte End-of-Life-Option. Für die Verwertung von organischen Abfällen in der Grüngutschiene hat sich in der Schweiz die Positivliste (als Teil des Moduls Biogene Abfälle der Vollzugshilfe zur VVEA) als Instrument etabliert. Die Grundstruktur dieser Liste ist geeignet, den Eintrag von BAW über das Grüngut in organische Dünger und in Böden zu minimieren. Um der wachsenden Komplexität dieser Stoffe gerecht zu werden, ist es angezeigt, die Positivliste in folgenden Punkten zu erweitern:

- Aufnahme neuer Materialkategorien, Anpassung der bestehenden Kategorien
- Erweiterung der Kategorien um Produkte oder Produktklassen
- Erweiterung um Information zu erforderlichen Zertifikaten, Labels oder Kennzeichnungen
- Ergänzung um allfällige Risiken und Begleitabklärungen

5 Methodenentwicklung BAW-Analytik

Ziel dieses Kapitels ist es, die Möglichkeiten einer einfachen Analytik an ausgewählten BAW in verschiedenen Matrizen zu prüfen. Die Analysemethode soll einfach durchführbar sowie praxisnah sein und Verunreinigungen durch konventionelle Kunststoffe tolerieren können.

5.1 Zusammenfassung

In der Literatur veröffentlichte Analysemethoden beschreiben die Probenahme, Probenaufbereitung und Analyse von Mikroplastikpartikeln. Die meisten publizierten Methoden folgen einem ähnlichen Arbeitsablauf und fokussieren auf konventionelle Polymere. Nur wenige Methoden für BAW sind dokumentiert. Aktuell gibt es für keine der analytischen Mikroplastik-Methoden eine Standardisierung, was die Vergleichbarkeit der Daten erschwert. In diesem Teil des Projektes wurde die Übertragbarkeit konventioneller und häufig angewandter Methoden der Mikroplastikbestimmung von nicht abbaubaren Polymeren auf BAW untersucht und ferner für organische Matrizen (Boden, Kompost, Gärgut) weiterentwickelt. Bei der Auswahl der Methoden wurde darauf geachtet, dass sie kosten- und zeiteffizient sind und eine breite Anwendung gewährleisten. Als repräsentative BAW wurden PLA, PBAT, PBS und PHB ausgewählt. Diese BAW finden bereits heute eine weite Verbreitung, oder werden gemäss Prognosen in Zukunft stark an Bedeutung gewinnen (European Bioplastics e.V., nova-Institute, 2024). Desweiteren wurden mit PE und PET zwei konventionelle, fossilbasierte Werkstoffe in die Studie mit aufgenommen, um eine robuste Methode zu entwickeln, mit der sich BAW von herkömmlichen Werkstoffen in der Probe unterscheiden lassen.

Aus einer Vielzahl angewandter Methoden wurden für das Projekt zwei für Umweltlabore vielversprechende Analysemethoden ausgewählt. Die eine Methode basiert auf der Kombination von Lösemittelextraktion und anschliessender Kernspinresonanzspektroskopie (NMR), welche sich bereits für den Nachweis und die Quantifizierung von PBAT in Bodenproben bewährt hat (Nelson et al., 2019). Für eine breite und kostengünstige Anwendung wurde hierbei die Verwendung eines Benchtop-NMR näher untersucht. Diese Methode der Gruppe von Prof. Sanders (ETH Zürich) wurde auf die für das Projekt ausgewählten BAW übertragen und vorgängig an einem Standard NMR optimiert. Im Anschluss wurde die Übertragung der Methode auf ein Benchtop-NMR getestet, um eine vereinfachte Anwendbarkeit zu ermöglichen. Als weitere Methode wurden die Dichteseperation mit anschliessender Fourier-Transformations-Infrarot-Spektroskopie (FT-IR) untersucht. Diese Methode ist durch die FT-IR Anwendung weit verbreitet und hat sich für herkömmliche Polymere etabliert, obwohl sie einen grösseren Zeitaufwand für die Probenaufbereitung erfordert.

Bei der Lösungsmittelextraktion konnte gezeigt werden, dass PLA, PBAT, PBS und PHB mittels DCM/Methanol extrahiert werden können. Die Extraktion von PE ist mittels DCM möglich. Für PET müssen weitere Lösungsmittel getestet werden. Die Analysemethode der ETHZ zur Bestimmung von PBAT konnte erfolgreich auf ein Benchtop-NMR übertragen werden, womit die generelle Machbarkeit der kostengünstigeren Methode demonstriert wurde. Weitere Versuche haben gezeigt, dass wahrscheinlich auch PLA, PBS, PHB und PET in den organischen Matrizen (Boden, Kompost, Gärgut) mittels Benchtop-NMR analysiert werden könnten. Dies bedarf jedoch noch weiterer Versuche bezüglich der Lösungsmittelwahl und der Optimierung der NMR-Methode.

Bei der Verwendung der FT-IR Analytik war die Probenaufbereitung ein ausschlaggebender Faktor für die Qualität der Resultate. Der organische Anteil in den Matrizen Boden, Kompost und Gärreste stellte hierbei ein grosses Hindernis dar. Mittels Fenton-Reaktion konnte bei den Bodenproben ein Teil der organischen Störstoffe reduziert werden. Alle untersuchten BAW-Polymere wurden zudem auf ihre chemische Beständigkeit gegenüber der Fenton-Reaktion untersucht und es wurden keine

chemischen Veränderungen festgestellt. Auch der Gewichtsverlust lag bei PLA, PBAT und PBS lediglich bei rund 3.6 %, wobei der Verlust bei PHB bei 10.7 % lag. Zur verbesserten Überwachung der Aufbereitung wurden Qualitätskontrollen mit fluoreszierenden MP-Kügelchen eingeführt. Resultate zur Wiederfindung haben hierbei gezeigt, dass über 50 % der Kontrollpartikel bei der Separation in der Matrix Boden verloren gehen, was auf einen Minderbefund von MP-Partikeln schliessen lässt. Diese Ergebnisse zeigen die Schwierigkeiten bei der Dichteseparation und die Wichtigkeit von Wiederfindungsprüfungen deutlich auf. Bei den Matrizen Kompost und Gärrest konnten keine MP-Partikel extrahiert werden, da der organische Anteil an cellulosehaltigem Material zu hoch war und eine Filtration verhinderte.

5.2 Einleitung (Ausgangslage und Herausforderungen)

Die Analyse von konventionellem Mikroplastik in Boden und anderen organischen Matrizen wie Kompost und Gärresten stellt eine grosse Herausforderung dar. Zudem sind analytische Methoden zur Quantifizierung von abbaubaren Polymerrückständen in organischen Proben erst in der Entwicklung (Nelson et al., 2019; Seo et al., 2025). Obwohl für Kompost und Gärgut Grenzwerte in der ChemRRV definiert wurden, gibt es aktuell keine standardisierten und kosteneffizienten Methoden für den Nachweis und die quantitative Analyse von Mikroplastik < 1 mm, welche einfach in der Handhabung sind und eine breite Anwendung ermöglichen (Baier et al., 2016; Kalberer et al., 2019). Diese Problematik gilt zukünftig auch für BAW-Produkte, welche mit steigender Anwendung vermehrt über Littering oder die Grüngutshiene in die Umwelt gelangen können. Für die Entwicklung entsprechender Nachweismethoden für BAW soll auf etablierten Methoden für konventionelle Kunststoffe aufgebaut werden (Fojt et al., 2020) und zusätzlich für eine breite Anwendung optimiert werden.

Im Gegensatz zu Gewässerproben müssen für den Nachweis von nicht abbaubaren und abbaubaren Polymeren in festen Proben die Polymere zuerst aus den Matrizen isoliert werden. Für die Untersuchung von konventionellen Kunststoffen in Grüngut in der Schweiz, wurde bis anhin die Auslesemethode angewendet. Dabei wird die Grüngutprobe gesiebt (2 mm) und die Plastikteilchen händisch aus dem Siebgut aussortiert, nach Kategorien eingewogen, gescannt und die Summe der Oberfläche berechnet. Diese Methode ist relativ einfach anzuwenden, allerdings mit hohen Personalkosten verbunden und nur für Partikel geeignet, welche grösser als 1 mm sind (Schleiss, 2017). Die Untersuchung von Mikroplastik in Böden unterscheidet sich dadurch, dass die Matrix meist durch mineralische Partikel dominiert ist. Da für keine der Matrizen ein standardmässiges Analyseverfahren existiert, bleibt die Wahl der Methodik offen. Generell erfolgt die Analyse von Mikroplastik in verschiedenen Matrizen allerdings einem einheitlichen Schema, welches drei aufeinanderfolgende Schritte beinhaltet:

1. Probenahme

Unterschiedliche Methoden je nach Probenmaterial

2. Probenaufbereitung

Extraktion der Mikroplastik-Partikel bzw. Aufschluss der organischen Bodensubstanz (z. B. Lösungsmittel, Dichteseparation, enzymatische Verdauung, Behandlung mit Säure oder Basen, Aufschluss mit Oxidationsmitteln, elektrostatische oder lipophile Separationen, Kombinationen der genannten Verfahren)

3. Analyse (Nachweis/Detektion)

Diverse spektroskopische, thermoanalytische oder chemische Methoden

Die Auswahl einer geeigneten Methode hängt auch davon ab, was analytisch gefragt ist. So kann die Fragestellung sich auf die Partikelanzahl, die Partikelgrösse, die Art, oder die Konzentration eines Polymers beziehen. Dementsprechend gibt es Ansätze, in denen die Form und Grösse der Partikel bei der Extraktion möglichst erhalten bleiben sollen, oder «destruktive» Ansätze, deren Fokus eher auf einer möglichst vollständigen Extraktion des Polymers liegt. Die methodischen Ansätze zur Kunststoffanalytik in der Umwelt sind daher je nach Kompartiment vielfältig (Dong et al., 2023).

Es gibt bis heute jedoch keine Standardmethode, welche sich für ein Monitoring der Kunststoffpartikel durchgesetzt hat. Die unterschiedlichen Methoden sollen in diesem Arbeitspaket verglichen und ihre Vor- und Nachteile aufgezeigt werden. Es soll hierbei ermittelt werden, wie gut sich die bisher vorhandenen Extraktions- und Detektionsmethoden auf biologisch abbaubare Polymere übertragen lassen. Das Ziel dieser Untersuchung ist die Weiterentwicklung von Methoden zur Bestimmung und Quantifizierung von BAW in organischen Proben wie Boden, Kompost und Gärgut.

5.3 Auswahl der BAW und konventionellen Kunststoffe

5.3.1 BAW

Es befinden sich bereits eine Vielzahl unterschiedlicher BAW auf dem Markt und eine grosse Anzahl befindet sich zudem in der Forschung und Entwicklung. Die Auswahl der BAW für die Methodenentwicklung fokussiert sich auf zwei Bereiche: i) BAW, welche bereits heute einen grossen Marktanteil besitzen, ii) BAW, welchen in den kommenden Jahren ein grosses Wachstum prognostiziert wird.

In Bezug auf den ersten Punkt wurden BAW ausgewählt, welche aktuell einen Marktanteil > 5 % unter den Biokunststoffen (bioabbaubar und/oder biobasiert) ausmachen. Wie in Abbildung 17 ersichtlich, sind dies PLA (18.7 %), stärkebasierte Werkstoffe (18.7 %) und PBAT (13.5 %). Ausserdem wurde PBS (4.1 %) in die Studie mit aufgenommen, da seine Ausgangsstoffe (Bernsteinsäure und 1,4-Butandiol) aus nachwachsenden Rohstoffen (Glucose) herstellbar sind. Zudem sind die Eigenschaften ähnlich derjenigen von LDPE oder PP. Aufgrund seiner Bioabbaubarkeit wird es unter anderem für Verpackungen, Essbesteck oder auch Mulchfolie verwendet (Schwarzmann, 2016). Stärkebasierte Werkstoffe wurden in der nachfolgenden Untersuchung nicht berücksichtigt, da analytisch eine Unterscheidung zu natürlicher Stärke nicht möglich ist und ihr aktuell hoher Marktanteil in Zukunft deutlich abnehmen soll (Abbildung 18).

Des Weiteren wurden BAW, welche innerhalb der nächsten fünf Jahre einen Marktanteil > 5 % unter den Biokunststoffen erreichen sollen, aufgenommen. Wie in Abbildung 18 ersichtlich, schliesst dies Polyhydroxyalkanoate (PHA) mit 8.9 % mit ein. PHA werden aufgrund ihrer guten Werkstoffeigenschaften bei gleichzeitig guter Bioabbaubarkeit ein starkes Wachstum prognostiziert. Die PHA-Familie beinhaltet eine Reihe verschiedener Werkstoffe, von denen sich viele noch in der Entwicklung befinden. Als Vertreter von PHA-Werkstoffen wurde für unsere Studie Polyhydroxybutyrat (PHB) ausgewählt, welche bereits Anwendung in einer Reihe von Produkten findet (Pandey et al., 2016).

Global production capacities of bioplastics 2020 (by material type)

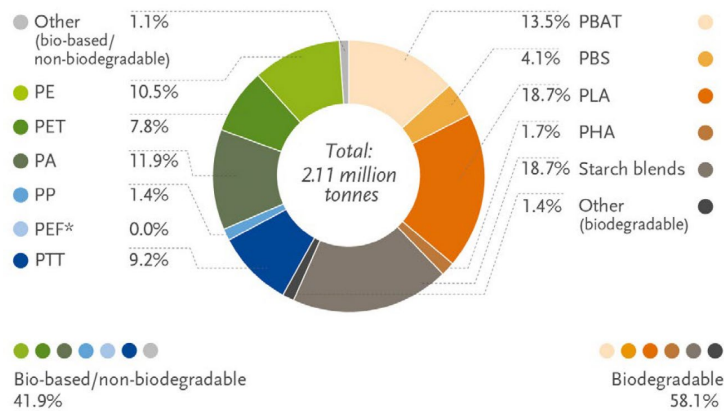
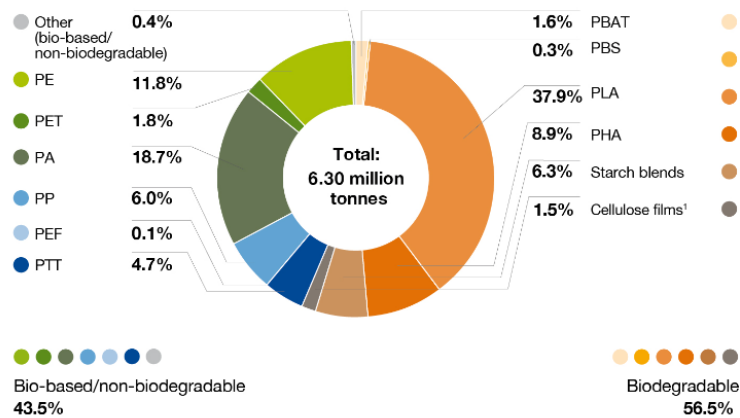


Abbildung 17: Globale Produktionskapazitäten von Biokunststoffen im Jahr 2020 (European Bioplastics, nova-Institute, 2023).

Global production capacities of bioplastics 2027 (by material type)



Source: European Bioplastics, nova-Institute (2022). More information: www.european-bioplastics.org/market and www.bio-based.eu/markets

Abbildung 18: Prognostizierte, globale Produktionskapazitäten von Biokunststoffen im Jahr 2027 (European Bioplastics, nova-Institute, 2022).

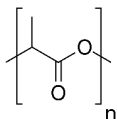
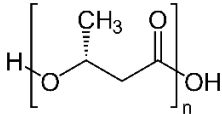
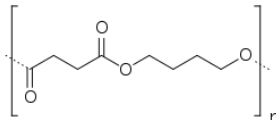
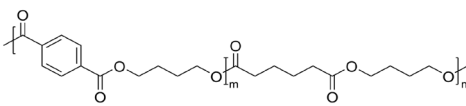
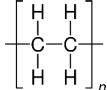
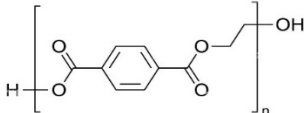
5.3.2 Konventionelle Kunststoffe

In Böden, Kompost und Gärgut gelangen in erster Linie konventionelle Kunststoffe, da diese nach wie vor den grössten Teil der Kunststoffproduktion weltweit ausmachen (vgl. Abbildung 17). Es ist daher wichtig, dass eine Analyseverfahren für BAW auch diese erkennen und von BAW unterscheiden kann. Für das BAWIU Projekt wurden als Referenz die beiden Kunststoffe PE und PET ausgewählt. PE ist weit verbreitet und in seiner chemischen Zusammensetzung ähnlich anderer fossiler Kunststoffe, wie z. B. PP oder PB (Polybuten), so dass es in der Studie als repräsentativer

Vertreter für gesättigte Kohlenwasserstoffe (Polyolefine) dient. PET ist ein ebenfalls verbreiteter fossilbasierter Kunststoff, welcher zudem besonders häufig in die Umwelt gelangt (Dhaka et al., 2022). PET enthält Sauerstoff und aromatische Bausteine in seiner Molekülstruktur (vgl. Tabelle 43) und weist daher ein deutlich anderes Verhalten in der chemischen Analytik als z. B. PE auf. Zudem hat es eine andere Dichte als PE, was sich auf physikalische Trenn- bzw. Analyseverfahren auswirkt. Im Vergleich mit den ausgewählten BAW ist PET – wie auch PBAT, PBS und PHB – ein Polyester und die Molekülstruktur ist der Struktur von PBAT sehr ähnlich (sowohl PET als auch PBAT enthalten Terephthalsäure als Monomerbaustein), was deren Unterscheidung erschwert. Die zu entwickelnde Analyseverfahren muss jedoch eine zuverlässige Unterscheidung dieser Kunststoffe ermöglichen, um BAW in den Proben verlässlich nachweisen und quantifizieren zu können.

Tabelle 42 zeigt eine Übersicht der für die vorliegende Untersuchung gewählten Werkstoffe. Für die Methodenentwicklung wurden sowohl Pellets als auch Folien von PLA, PBAT, PBS, PHA und PE verwendet. Für PET wurden ausschliesslich Pellets genutzt.

Tabelle 42: Liste der für die Methodenentwicklung ausgewählten biologisch abbaubaren und konventionellen Werkstoffe.

Material	Bioabbaubar	Biobasiert	Strukturformel	Gesammelte Proben
PLA	Ja	Ja		Pellets, Folien
PHB (PHA)	Ja	Ja		Pellets, Folien
PBS	Ja	Ja		Pellets, Folien
PBAT	Ja	Nein		Pellets, Folien
PE	Nein	Nein		Pellets, Folien
PET	Nein	Nein		Pellets

5.4 Literaturstudie

5.4.1 Generelle Vorgehensweise

Entsprechend der generellen Vorgehensweise zur Untersuchung von Mikroplastik in einer festen Matrix bestehend aus i) Probenahme, ii) Extraktion bzw. Aufschluss und iii) Nachweis/Detektion der Kunststoffe, ergab eine Literaturrecherche folgende Übersicht über bestehende Analysemethoden für konventionellen Mikroplastik:

1. Probenahme

Unterschiedliche Methoden je nach Substrat

- Mindestmenge der Probenmasse bestimmen für repräsentative Probenahme (nach BAFU Vollzugshilfe zu Probenahme fester Abfälle (BAFU, 2019))
- Substrate z. B. Kompost, Boden, Klärschlamm, etc.
- Sieben in Fraktionen (z. B. < 5 mm, < 2 mm, < 1 mm)
- Evtl. zerkleinern (z. B. Schneidmühle, Kugelmühle)

2. Probenaufbereitung (Extraktion bzw. Aufschluss)

- Händische Selektion
- Entfernen organischer Substanzen:
 - Oxidation (H_2O_2 /Fenton-Reagenz)
 - Enzymatischer Abbau
 - Säurebehandlung
 - Basische Behandlung
- Entfernen anorganischer Substanzen:
 - Dichtentrennung
 - Lipophilische Trennung
 - Elektrostatische Trennung
- Extraktion Mikroplastik
 - Filtration (z. B. für FT-IR)
 - Lösungsmittel (z. B. für NMR)
- Unterschiedliche Kombinationen der aufgeführten Methoden

3. Nachweis/Detektion

- Optisch mittels Mikroskop
- Polarisationsmikroskop (für synthetische Fasern)
- Fourier Transform Infrared Spectroscopy (FT-IR)
- Raman Spektroskopie
- Pyrolyse Gaschromatographie-Massenspektrometrie (GC-MS)
- Thermodesorptionsspektroskopie (TDS) (engl. thermal desorption spectroscopy)
- Kernspinresonanzspektroskopie (NMR) (engl. nuclear magnetic resonance)

5.4.2 Probenahme

Im ersten Schritt findet eine Probennahme statt, welche je nach Substrat unterschiedlich erfolgen kann (BAFU, 2019). Für eine repräsentative Probenahme ist je nach Heterogenität der Belastung und der Matrix die Probenmenge für die Analyse anzupassen. Bei Boden und Kompost kann hierfür auf die Vollzugshilfe zur Probenahme fester Abfälle (BAFU, 2019) und das Handbuch «Probenahme und Probenvorbereitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden» (BUWAL, 2003) verwiesen werden.

5.4.3 Probenaufbereitung

Probenhomogenisierung

- Trocknen, sieben, Probenmenge von einem zum nächsten Schritt reduzieren

5.4.3.1 Extraktion/Isolierung

Mikroplastikpartikel (MP) bzw. Polymere werden aus der Probenmatrix isoliert, indem polymer-spezifische Eigenschaften genutzt werden. Dazu zählen unter anderem Dichteunterschiede zwischen MPs und mineralischen Partikeln (Dichteseparation), sowie die im Vergleich zu mineralischen Bestandteilen häufig höhere Lipophilie vieler konventioneller Polymere (lipophile Separation). Organische Bestandteile der Probe können zudem durch oxidativen Aufschluss (z. B. mittels Fenton-Reaktion) entfernt werden. Andererseits können auch direkt die Polymere, je nach Löslichkeit, mittels Lösungsmittel aus der Matrix extrahiert werden (Soxhlet-Extraktion). Dabei gehen die Informationen zu Partikelanzahl als auch Partikelgrösse verloren, dafür können jedoch grössere Probemengen bearbeitet werden. Da all diese Eigenschaften stark polymerabhängig sind und zudem je nach Probenmatrix unterschiedlich effektiv zur Separation beitragen, wird die Aufbereitungsmethode meist spezifisch auf die jeweilige analytische Fragestellung angepasst. So könnten beispielsweise schwere PTFE-Partikel nicht berücksichtigt werden, da diese im Haushaltskompost nur in äusserst geringen Mengen zu erwarten sind, oder es ist nur die Polymerkonzentration von Interesse.

5.4.3.2 Abbaumethoden

Zur Entfernung von organischen Störstoffen können beispielsweise Säuren, Laugen oder Oxidationsmittel genutzt werden. Dabei muss beachtet werden, dass die zu analysierenden Polymere nicht chemisch angegriffen oder zersetzt werden. Weit verbreitet ist die Oxidation der organischen Matrix mittels Fenton-Reaktion (H_2O_2 mit Fe Katalysator). Dabei werden grössere

organische Moleküle durch OH-Radikale oxidiert, wodurch sie wasserlöslicher oder kleiner werden und mittels Filtration von den Mikroplastikpartikeln separiert werden können (Philipp et al., 2022; Tang et al., 2022). Stark lignocellulosehaltige Proben können mittels Fenton-Reaktion jedoch nicht optimal behandelt werden (Tophinke et al., 2022). Die Reaktion ist zudem stark exotherm, weshalb die Temperatur kontrolliert und idealerweise unter 40 °C gehalten werden sollte, um eine Veränderung von Thermoplast-Partikeln zu verhindern, da die zu untersuchenden Kunststoffe und Referenzpartikel (z. B. fluoreszierende Polymere aus Polystyrol (*Fluoro-Max Dyed Green Aqueous Fluorescent Particles*, 2025)) bei erhöhten Temperaturen verändert werden können. Die oxidative Reaktion kann durch Zugabe von katalytischen Hilfsstoffen, wie Protocatechusäure, verstärkt werden (Philipp et al., 2022; Tang et al., 2022). Die basische Behandlung mit Laugen ist im Vergleich weniger reaktionsfördernd und deshalb weniger geeignet (W. Fan et al., 2023).

Neben den chemischen, oxidativen Methoden gibt es auch biologische Methoden, wobei insbesondere enzymatische Abbaumethoden interessant sind, da diese Pflanzenpolymere (Lignocellulose), d. h. die Kohlenhydrate Cellulose und Hemicellulose, sowie das phenolische Polymer Lignin aufspalten können. Dies ermöglicht eine (teilweise) Reduktion der Biomasse (Tophinke et al., 2022). Für einen vollständigen enzymatischen Abbau der Lignocellulose muss dessen Struktur jedoch auch erst selbst aufgeschlossen bzw. aufgebrochen werden, was einen (zusätzlichen) vorhergehenden mechanischen, thermischen, oder chemischen Aufschluss benötigt. Ohne einen solchen Aufschluss kann ein vollständiger enzymatischer Abbau der Cellulose und insbesondere des schwer abbaubaren Lignins nicht erreicht werden (Hu & Ragauskas, 2012). Der zusätzliche Aufschluss erhöht den Analyseaufwand und kann zudem die zu analysierenden Polymere verändern. Zudem spielt die Matrix eine wichtige Rolle, beispielsweise besteht Boden oft nur zu einem kleinen Teil aus Cellulose, wohingegen bei Kompost und Gärgut Cellulose ein grosser Bestandteil ausmacht.

5.4.3.3 Dichteseparation

Bei der Dichteseparation wird die unterschiedliche Dichte der Polymere im Vergleich zu den mineralischen Partikeln ausgenutzt. Dabei werden die homogenisierten Proben in Salzlösungen mit hoher Dichte, wie beispielsweise Polywolframat oder Natriumiodid (NaI), suspendiert. Anschliessend wird die Suspension sedimentiert, dabei sinken die mineralischen Partikel mit hoher Dichte ab und die Polymere mit geringerer Dichte schwimmen auf (Abbildung 19) und werden abgetrennt. Die Dichte, und in Abhängigkeit davon das verwendete Salz, muss entsprechend der analytischen Fragestellung (z. B. Polymerarten) gewählt werden. Für die Auftrennung wurden gemäss Literatur unterschiedliche, spezifische Gerätschaften entwickelt und/oder getestet (Scheurer & Bigalke, 2018), wobei sich auch ein Scheidetrichter eignet.

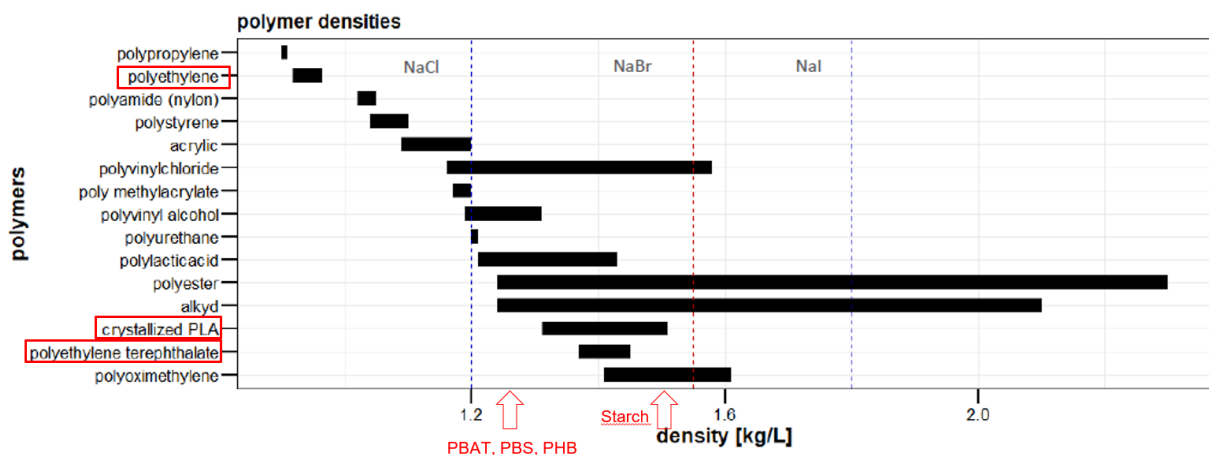


Abbildung 19: Dichten ausgewählter Kunststoffe (Hidalgo-Ruz et al., 2012)

5.4.3.4 Lipophile Trennung

Kunststoffpolymere verfügen über lipophile Eigenschaften, welche bei der Trennung genutzt werden. Die Trennung erfolgt mittels einer wässrigen und einer organischen (oder öligen) Phase, wobei sich die Kunststoffpartikel bevorzugt in Letzterer sammeln und somit von anorganischen Störstoffe separiert werden können. Auf diese Weise konnten z. B. Mikroplastik (PP, PS, PMMA und PET) von Boden und Sediment aus der Matrix befreit werden. Die Methode wird als kostengünstig und effizient beschrieben (Mani et al., 2019).

5.4.3.5 Lösungsmittel Extraktion

Eine Extraktion mittels Lösungsmitteln wird angewandt, um Kunststoffe aus einer bestehenden Matrix zu isolieren, damit sie im Anschluss ohne Matrixeffekte analysiert werden können (Probenaufreinigung). Die Proben können mehrfach mit verschiedenen Lösungsmitteln extrahiert werden, damit möglichst alle verschiedenen Kunststoffarten aus der Probe herausgelöst werden können (Abbildung 20). Die Wahl des Lösungsmittels/der Lösungsmittel hängt von der Polymerart ab, welche gelöst und analysiert werden soll. Der Vorteil bei dieser Methode ist, dass Matrixeffekte in der anschliessenden Analyse minimiert werden können, sowie der Aufarbeitung grösserer Probenvolumina. Da bereits die analytische Unterscheidung der reinen Werkstoffe eine grosse Herausforderung darstellt, ist die möglichst vollständige Entfernung aller anderen Störfaktoren ein wichtiger Schritt. Ein Nachteil der Methode besteht darin, dass Informationen über die Partikelanzahl und Grösse verloren gehen. Gängige Methoden sind die Extraktion in einem einfachen Soxhlet-Apparat oder mittels Accelerated Solvent Extraction (ASE), eine Methode welche eine beschleunigte Extraktion bei erhöhtem Druck und damit erhöhter Temperatur ermöglicht.

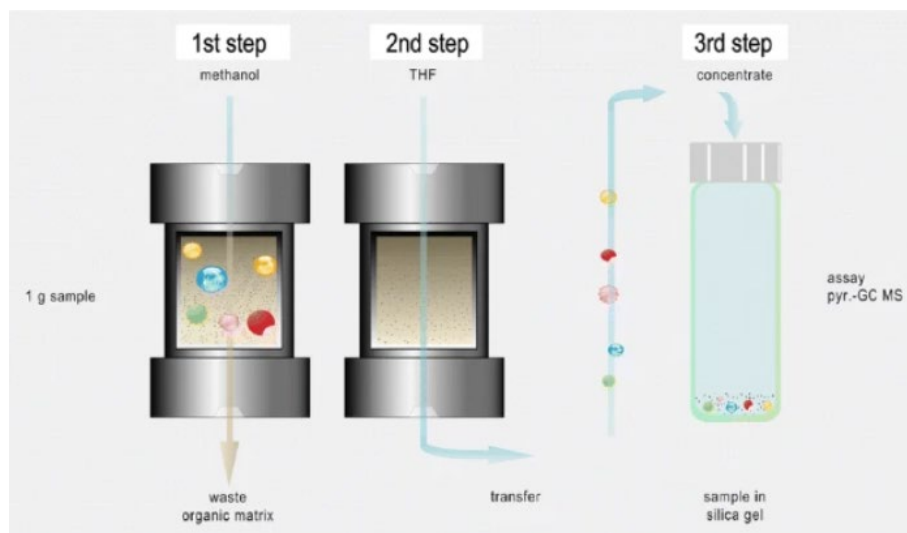


Abbildung 20: Zweistufige Lösungsmittel-Extraktion (hier mit Methanol und Tetrahydrofuran (THF)) zur Isolierung von Kunststoffen aus organischer Matrix (Dierkes et al., 2019).

5.4.4 Nachweis/Detektion

Zur Bestimmung und Quantifizierung können nach der Probenaufarbeitung verschiedene Methoden wie FT-IR, Raman, NMR, Pyrolyse GC-MS oder auch visuelle Sortierung mittels Mikroskop durchgeführt werden.

5.4.4.1 Infrarotspektroskopie

Analyseverfahren mit Infrarotspektroskopie nutzen infrarote Strahlung zur Anregung von Energiezuständen in den Molekülen der zu untersuchenden Polymere. Hierbei gibt es unterschiedliche Varianten. Eine Vorstudie am ICBT hat z. B. aufgezeigt, dass Infrarotspektroskopie mittels photoakustischer Spektroskopie (PAS) von Mischproben (PET, PE, PU, PS) schwierig ist. Eine quantitative Analyse wird durch die überlappenden Signale der Kunststoffe erschwert (Abbildung 21). Bei der Verwendung von Infrarotspektroskopie haben sich allerdings Methoden mit Fourier-Transform-Infrarotspektrometer (FT-IR-Spektrometer) als vielversprechend erwiesen. Diese Technik ist aktuell eine der am häufigsten angewandten Methoden zur Identifizierung und Quantifizierung von Mikroplastik (Chen et al., 2020). Technische Fortschritte in der Bildverarbeitung und «machine learning» ermöglichen heutzutage ausserdem eine automatische Erfassung von Mikroplastik-Partikeln, was die Effizienz und Robustheit der Methode stark verbessert hat (Chen et al., 2020). Ein Vorteil der FT-IR-Spektroskopie ist, dass sie eine partikelspezifische Detektion ermöglicht und Informationen zur Partikelform und -grösse liefert. Eine gute Isolation der Kunststoffe ist hierbei wichtige Grundvoraussetzung für den erfolgreichen Einsatz der Methode.

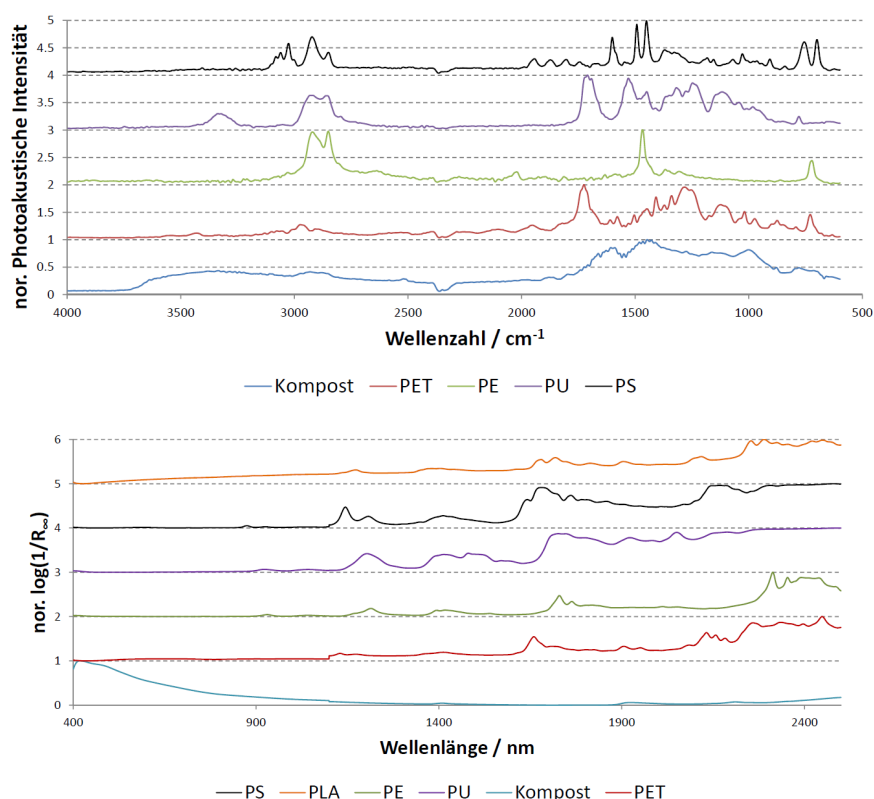


Abbildung 21: Oben: Infrarotspektroskopie (Photoakustische Detektion). Unten: Nahinfrarotspektroskopie (Reflexion). Abbildung übernommen von BIOSWEET Vorstudie, ZHAW-ICBT (unveröffentlicht).

5.4.4.2 Pyrolyse GC-MS

Bei der Analyse mittels Pyrolyse GC-MS können strukturelle Informationen über Moleküle durch die Analyse ihrer thermischen Abbauprodukte erhalten werden. Vorteilhaft an dieser Methode ist, dass generell nur eine geringe Aufarbeitung der Probe notwendig ist und somit eine Analyse schneller durchgeführt werden kann. Ein Nachteil ist, dass das Probenvolumen je nach Gerät eingeschränkt ist und bei festen Proben eine Aufbereitung notwendig wird. Zudem kann sich die Analyse der MS

Spektren als komplex erweisen, sobald mehrere Kunststoffe in die Analyse einbezogen werden. Es scheint aber beispielsweise möglich, PBS und PBAT mit dieser Methode innerhalb eines Mix aus PLA, PBS und PBAT anhand spezifischer Peaks zu identifizieren und quantifizieren (Abbildung 22, rot hervorgehoben).

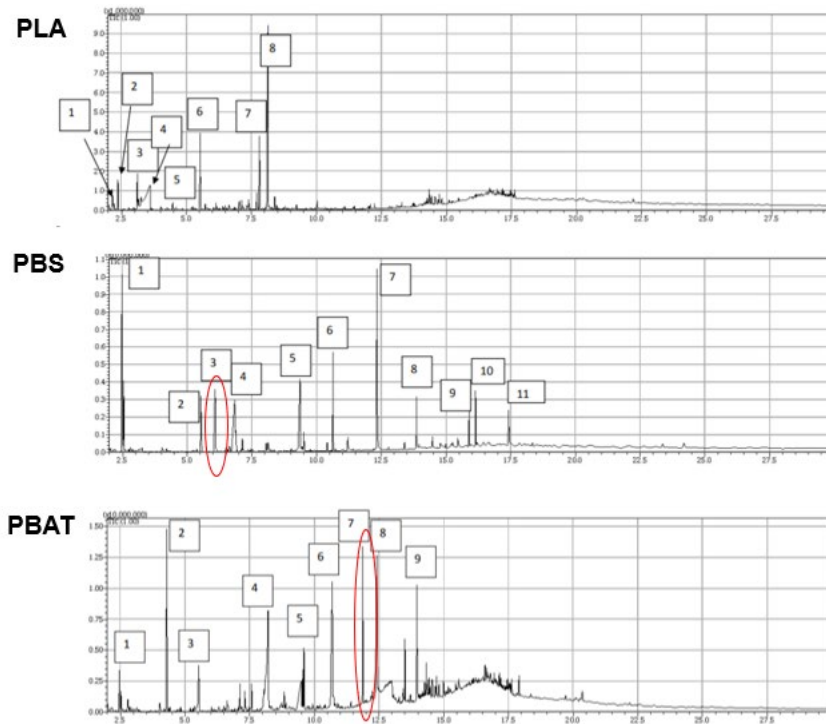


Abbildung 22: Pyrolyse-GC-MS Spektrogramme welche nach der Extraktion und Analyse von PLA, PBS und PBAT erhalten wurden (Okoffo et al., 2022). PBS und PBAT könnten anhand spezifischer Peaks, welche nicht mit den Peaks der anderen Kunststoffe überlappen, identifiziert werden (rot hervorgehoben).

5.4.4.3 NMR

NMR-Methoden ermöglichen die Identifizierung und Quantifizierung von BAW wie z. B. PBAT in verschiedenen Bodenproben. Dafür müssen die BAW durch Extraktion zunächst (möglichst vollständig) aus der zu untersuchenden Probe herausgelöst werden. Es konnte z. B. aufgezeigt werden, dass die ^1H NMR Peakflächen von aromatischen PBAT Protonen linear mit der PBAT Konzentration in einer Probe korrelieren (Nelson et al., 2019). Hierfür wurde das PBAT-Material zuvor in deuteriertem Chloroform mit Methanol als Co-Lösungsmittel aus den Bodenproben gelöst, was die vollständige Extraktion von PBAT ermöglichte. Die Methode wurde erfolgreich für sieben unterschiedliche Bodenproben und für die Zugabe von PBAT in Lösung, als Partikel oder als Folie getestet. Die Methode ermöglicht daher die Quantifizierung von PBAT in landwirtschaftlichen Böden und es wird erwartet, dass sie auch auf weitere Polyester wie PLA, PBS und PHA anwendbar ist (Abbildung 23). Die Methode erscheint daher generell vielversprechend für die Detektion von BAW, bei denen es sich oft um Polyester handelt.

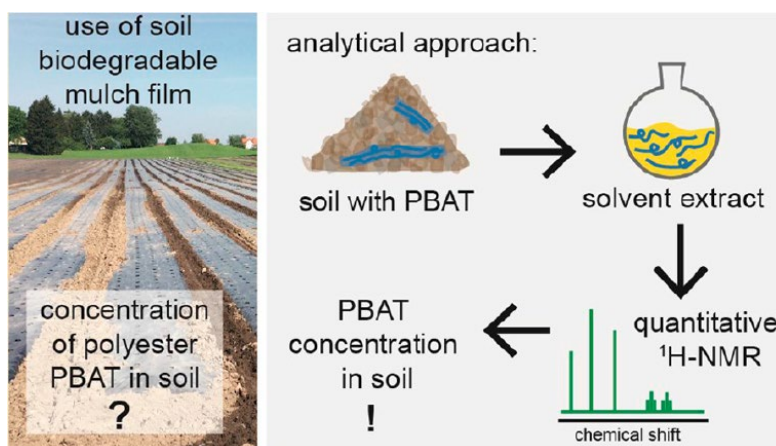


Abbildung 23: Analyse von PBAT in Böden mittels Extraktion und quantitativer NMR-Analyse. Abbildung übernommen von Nelson et al. (2019).

5.4.5 Auswahl für eigene Methodenentwicklung

Die Methoden welche für das BAWIU Projekt ausgewählt werden, müssen i) für die gewählten BAW und fossilen Werkstoffe geeignet sein, ii) hinreichend genaue Resultate liefern, iii) bezahlbar sein (Arbeitsaufwand) und iv) in einem gängigen Umweltlabor anwendbar sein. Diese Vorgaben schliessen bereits eine grössere Anzahl der in Abschnitt 5.4 beschriebenen Extraktions-, Aufschluss- und Detektionsmethoden aus. Im Folgenden wird die Auswahl der entsprechenden Methodik genauer dargelegt.

Für die quantitative Analyse der BAWs in einer Matrix erachten wir die Methode von Nelson et al. (2019), welche mittels Lösungsmittelextraktion und anschliessender qNMR-Analyse die Konzentration der BAWs in der Matrix bestimmen kann, als vielversprechend. Die Isolierung und Quantifizierung von PBAT konnte bereits demonstriert werden. Kürzlich konnte die Quantifizierung mittels NMR Methodik auch auf die konventionellen Polymere PS, BR, PMMA, PVC, PET, PA (Günther & Imhof, 2024) und weitere bioabbaubare Polyester wie PHBV, Poly-ε-caprolacton (PCL) und PBS angewandt werden (Cerri et al., 2025).

Für eine Anwendung der Methode in kommerziellen Umweltlabors wäre es ideal, wenn die Messung mittels Benchtop-NMR möglich wäre, da Benchtop-Geräte sowohl in der Anschaffung wie auch im Unterhalt deutlich preiswerter sind. Wir testen deshalb, ob vergleichbare Resultate mit einem Benchtop-NMR und ausreichende Bestimmungsgrenzen erreicht werden können.

Für die Bestimmung von Partikelgrösse und -anzahl ist ausserdem eine bildgebende Methode erforderlich, welche qualitativ bis semi-quantitativ ist. Wir sehen hier die FT-IR-Mikroskopie, wie sie zurzeit im RüFT-Projekt (Eawag, EMPA, Agroscope) verwendet wird, als vielversprechende Messanwendung. Dabei werden die Proben mittels Dichteseparation und Fenton-Reaktion aufgereinigt und anschliessend unter dem FT-IR-Mikroskop identifiziert. Wir testen, ob sich diese Methoden auch für BAWs und Kompost sowie Gärgut eignen würde.

5.5 Methodenentwicklung NMR

5.5.1 Methodik

Die Anwendbarkeit der ausgewählten NMR-Methode auf die BAW-Auswahl des BAWIU Projektes wurde untersucht. Es wurde ebenfalls die Anwendbarkeit dieser weiterentwickelten Methode auf ein Benchtop-NMR untersucht. Benchtop NMR Geräte gibt es erst seit einigen Jahren auf dem Markt.

Sie ermöglichen Protonen-Resonanzfrequenzen von bis etwa 100 MHz und sind damit weniger leistungsstark als gängige NMR-Spektrometer (300-1000 MHz). Allerdings benötigen sie deutlich weniger Platz (siehe Abbildung 24) und sind mit einem Preis von etwa 100k CHF deutlich günstiger als konventionelle NMR-Spektrometer, welche 1 Mio CHF und mehr kosten. Zudem schreitet die Weiterentwicklung der Benchtop-Geräte voran, sodass sich die Technik und Anwendbarkeit im Verlauf der kommenden Jahre weiter verbessern wird. Eine erfolgreiche Übertragung der zuvor für ein konventionelles Spektrometer entwickelten Methode auf ein Benchtop-Spektrometer würde deshalb die Anwendbarkeit der Methode in kleinen (Umwelt-)Labors wesentlich vereinfachen und zur Verbreitung der Methode beitragen. Konventionelle NMR-Spektrometer sind nur in grösseren Hochschulen oder Firmen verfügbar und eignen sich (noch) nicht für Standardanalysen, wie sie im Rahmen des BAWIU Projekts nötig sind.

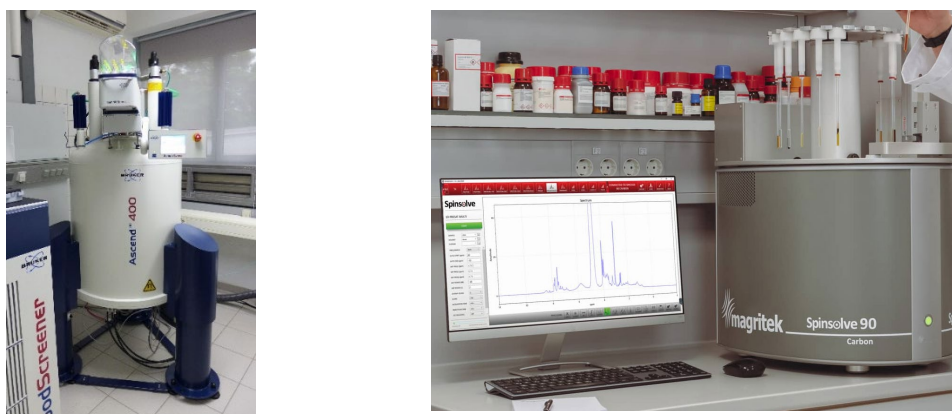


Abbildung 24: Links: Standard NMR Gerät (Quelle: bruker.com); Rechts: Benchtop-NMR Gerät (Quelle: magritek.com). Der geringe Platzbedarf und vergleichsweise niedrige Preis von Benchtop-NMR Geräten ermöglichen eine verbreitete Anwendung entsprechender Analysemethoden.

Ziel der Laborversuche war es daher, die bestehende Extraktions/NMR-Methode zunächst zu implementieren und dann für die Auswahl der BAW- und Matrixarten des BAWIU Projekts zu testen bzw. zu optimieren. In diesen Versuchen wurde ein am ICBT vorhandenes NMR-Spektrometer genutzt (500 MHz). Im Anschluss wurde die Übertragbarkeit der entwickelten Methode auf ein Benchtop-NMR untersucht.

In den Versuchen wurde ausserdem zunächst die Möglichkeit einer vollständigen Extraktion der ausgewählten Kunststoffe (PLA, PBAT, PBS, PHB, PE, PET) aus Bodenproben untersucht. Die Proben wurden dazu in diesen ersten Tests in einer Matrix aus Quarzsand eingebracht und mittels ASE extrahiert. Die erhöhte Temperatur der ASE-Methode ermöglicht eine vergleichsweise schnelle Extraktion der Werkstoffe. Es wurden verschiedene Lösungsmittel sowie Lösungsmittel-Kombinationen (Mischung oder sequenzielle Extraktion) untersucht, um eine möglichst vollständige Extraktion aller Kunststoffe zu erreichen.

5.5.2 Ergebnisse und Diskussion: Extraktion

Es wurden Extraktionsversuche der ausgewählten Kunststoffe mittels der ASE-Methode durchgeführt. Dafür wurden jeweils rund 200 mg eines Kunststoffes in eine Zelle des Gerätes eingewogen, mit Quarzsand vermischt und analog der Methode der ETH Zürich (Nelson et al., 2019)

bei 140°C für 60 min (6 Zyklen à 10 min) extrahiert. Die Extraktionen wurden sowohl mit einer 5:1 Mischung aus DCM und Methanol, sowie mit reinem DCM getestet.

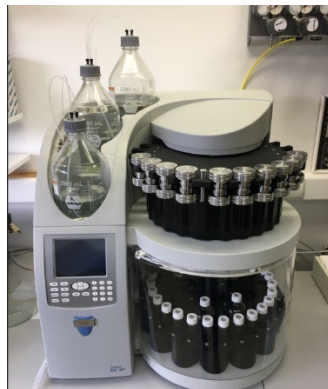


Abbildung 25: Verwendetes ASE-Gerät für Extraktionsversuche.

Die Versuchsergebnisse sind in Tabelle 43 dargestellt. Mit der DCM/Ethanol Mischung kann eine praktisch vollständige Extraktion von PBAT (97.9 %), PBS (91.4 %) und PLA (92.8 %) erreicht werden. Zudem kann über die Hälfte des PHB (55.2 %) extrahiert werden. Eine weitere Optimierung der Methode (Temperatur, Zeit, Zyklen) wird möglicherweise eine vollständige Extraktion des PHBs ermöglichen. LDPE (19.2 %) und PET (13 %) konnten jedoch nur unzureichend extrahiert werden. LDPE konnte allerdings in Versuchen mit reinem DCM als Lösungsmittel praktisch vollständig extrahiert werden (90.1 %). Es ist daher davon auszugehen, dass mit einer sequenziellen Extraktion mittels einer DCM/Methanol Mischung, gefolgt von einer Extraktion mit reinem DCM, alle Materialien bis auf PET aus der Probe herausgelöst werden können.

Tabelle 43: Wiederfindungsraten der Kunststoffextraktionen mit DCM/Methanol und DCM

Material	DCM/Methanol 5:1 Wiederfindung [%]	DCM Wiederfindung [%]
PBAT	97.9	73.6
PBS	91.4	64.9
LDPE	19.2	90.1
PLA	92.8	N/A
PHB	55.2	49.9
PET	13.0	14.5

In den Versuchen wurde zusätzlich mittels IR-Spektroskopie überprüft, ob die Kunststoffe extrahiert werden konnten. Abbildung 26 zeigt beispielhaft den Vergleich der Spektren von reinem PBAT mit einem Spektrum von PBAT, welches extrahiert wurde. Beide Spektren sind praktisch identisch, was die Anwesenheit von PBAT in den extrahierten Proben verifiziert.

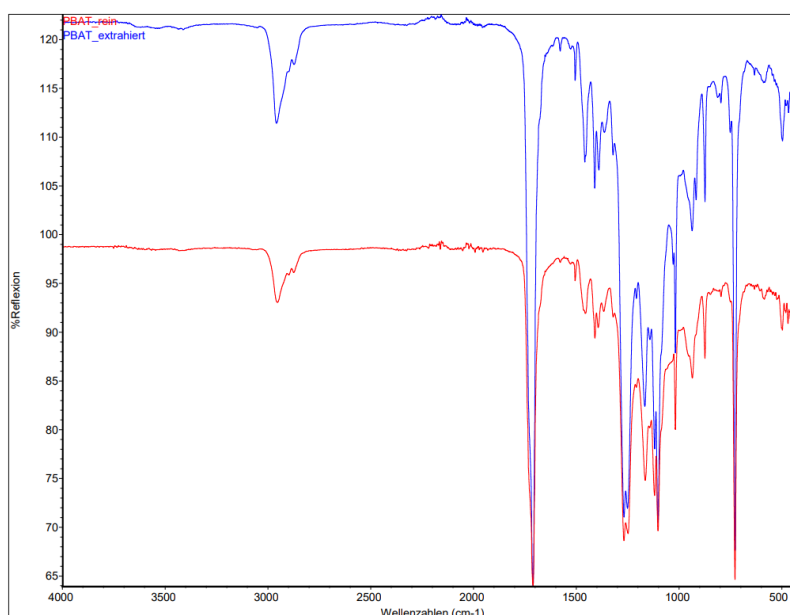


Abbildung 26: Vergleich IR-Spektrum von reinem PBAT (blau) mit dem IR-Spektrum von in den Versuchen extrahiertem PBAT (rot).

5.5.3 Ergebnisse und Diskussion: NMR

In Abbildung 27 sind die Spektren der NMR-Analyse dargestellt, welche nach der Extraktion einer Mischung aus PBAT, PBS, PLA, PHB, PET und PE mittels Chloroform aus einer Sand Matrix erhalten wurden. Das Extrakt wurde sowohl mit einem Standard-NMR Gerät (500 MHz) als auch einem Benchtop-NMR (80 MHz) analysiert. Beide Spektren sehen sehr ähnlich aus, was generell die Übertragung einer Analysemethode von einem Standard- auf ein Benchtop-NMR vielversprechend erscheinen lässt. Die Signalstärken, welche mit dem Benchtop-NMR erhalten werden, sind zwar deutlich geringer (erkennbar an der Skala der Ordinate), aber es wurde das gleiche charakteristische Spektrum erhalten.

Den einzelnen Kunststoffen konnten ausserdem charakteristische Peaks (A-E) im Spektrum zugeordnet werden, welche nicht mit den Peaks der anderen Kunststoffe überlappen. Dies zeigt, dass die einzelnen Kunststoffe in einem derartigen Mix wahrscheinlich identifizierbar und auch quantifizierbar sein sollten (vorbehalten des Einflusses der Matrix). Diese ersten Resultate, welche mit einer Sandmatrix erhalten wurden, sind vielversprechend für die weitere Entwicklung der Methode. PE ist in den Spektren nicht ersichtlich, da es nicht mit Chloroform extrahierbar ist. Um auch PE zu erfassen, müsste ein anderes Extraktionsmittel gewählt werden, oder eine zusätzliche Extraktion mit einem anderen Lösungsmittel durchgeführt werden. PE könnte z. B. DCM mit extrahiert werden, wie die Extraktionsversuche bereits gezeigt haben (Tabelle 43).

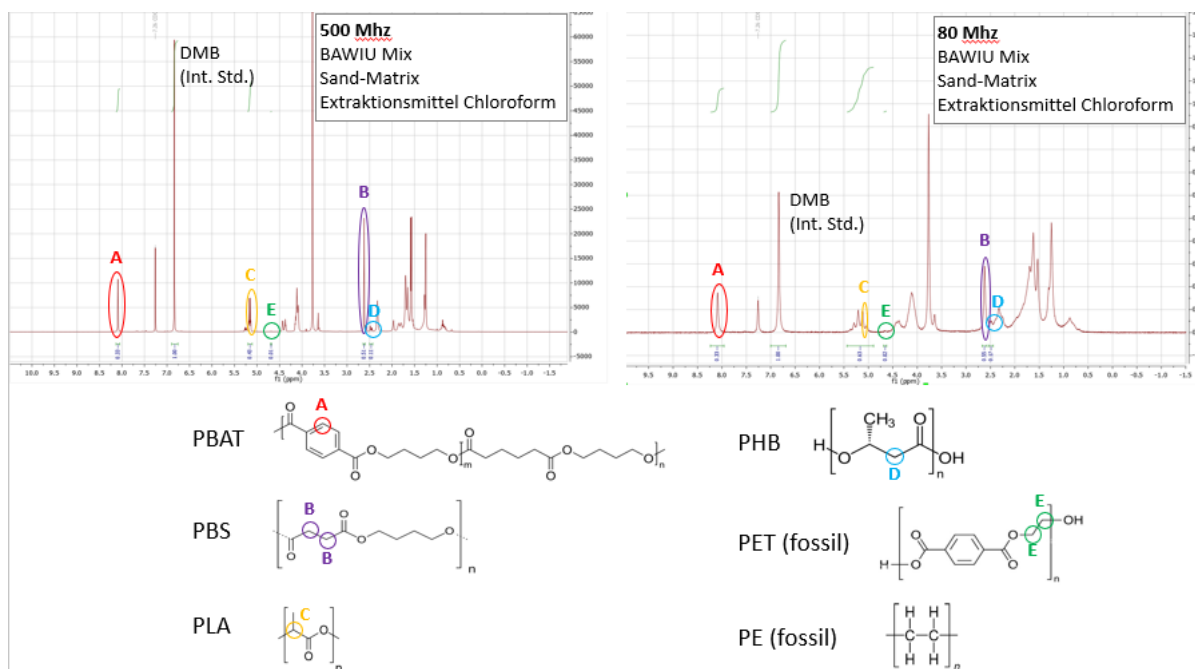


Abbildung 27: NMR-Analyse der im Projekt ausgewählten Kunststoffe. Ein Mix aus PBAT, PBS, PLA, PHB, PET und PE wurde mittels Chloroform aus Sand extrahiert und das Extrakt analysiert. Den einzelnen Kunststoffen können in den Spektren spezifische Peaks zugeordnet werden (A-E). PE ist nicht sichtbar aufgrund unzureichender Extraktion. Links: Spektrum 500 MHz Standard-NMR; Rechts: Spektrum 80 MHz Benchtop-NMR.

Um verschiedene Anwendungsfälle zu testen, wurde die Mischung aus PBAT, PBS, PLA, PHB, PET und PE aus verschiedenen Matrizen mit Chloroform extrahiert. Als Matrix wurden Sand, Boden, Kompost und Gärgut verwendet. Hierfür wurden lokale Bodenproben, Kompost und Gärreste von regionalen Verwertern bezogen. Nach der Probenahme wurden die Bodenproben, Kompost und Gärreste bei 40 °C getrocknet und auf < 2 mm gesiebt (He et al., 2018; G. S. Zhang & Liu, 2018). Nach der Extraktion der Proben wurde das Chloroform der Extrakte verdampft (Rotavap) und die Proben in deuteriertem Chloroform erneut gelöst, um die NMR-Messung zu ermöglichen. Von jeder Matrix wurde ebenfalls eine Kontrollprobe («blank») ohne Kunststoffe extrahiert, mit NMR analysiert und das erhaltene Signal von den analysierten Kunststoffproben abgezogen, um Matrixeffekte zu eliminieren.

Die einzelnen Kunststoffe wurden anhand der zuvor ermittelten spezifischen Peaks im NMR-Spektrum (Abbildung 27) quantifiziert und die Wiederfindungsrate ermittelt. Die Wiederfindungsraten wurden zwischen einem Standard-NMR (500 MHz) und einem Benchtop-NMR (80 MHz) verglichen und sind in Abbildung 28 dargestellt. Die Studie der ETH Zürich (Nelson et al., 2019), welche PBAT in Bodenproben mittels eines Standard-NMR Geräts untersucht hat konnte in unseren Versuchen gut reproduziert und eine gute Wiederfindungsrate nahe 100 % erreicht werden. Das Resultat mit Benchtop-NMR (80 MHz) ist dem des Standard-NMR sehr ähnlich, was zeigt, dass sich diese Methode auf ein Benchtop-NMR übertragen lässt.

Für PBAT und PBS erscheint die Methode für alle Matrizen anwendbar zu sein, bedarf aber noch weiterer Optimierung, um Wiederfindungswerte von annähernd 100 % zu erhalten. Hierbei könnten z. B. die Extraktionsparameter optimiert werden. Wiederfindungswerte von >100 %, welche in Proben mit Kompost und Gärgut beobachtet wurden, könnten auf Verunreinigung der Matrix mit Kunststoffen zurückzuführen sein (z. B. Eintrag von PBAT über Kompostbeutel). Matrixeffekte wurden zwar über die Kontrollprobe («blank») herausgerechnet, dennoch können Inhomogenitäten

im Material der Matrix die Messung beeinflussen. Eine Wiederfindungsrate $<0\%$ kann sich ebenfalls aufgrund von Matrixeffekten ergeben (z. B. Inhomogenitäten der Matrix). Für PHB, PET und evtl. auch PLA ist ein anderes Lösungsmittel erforderlich, um eine gute Extraktion zu erreichen.

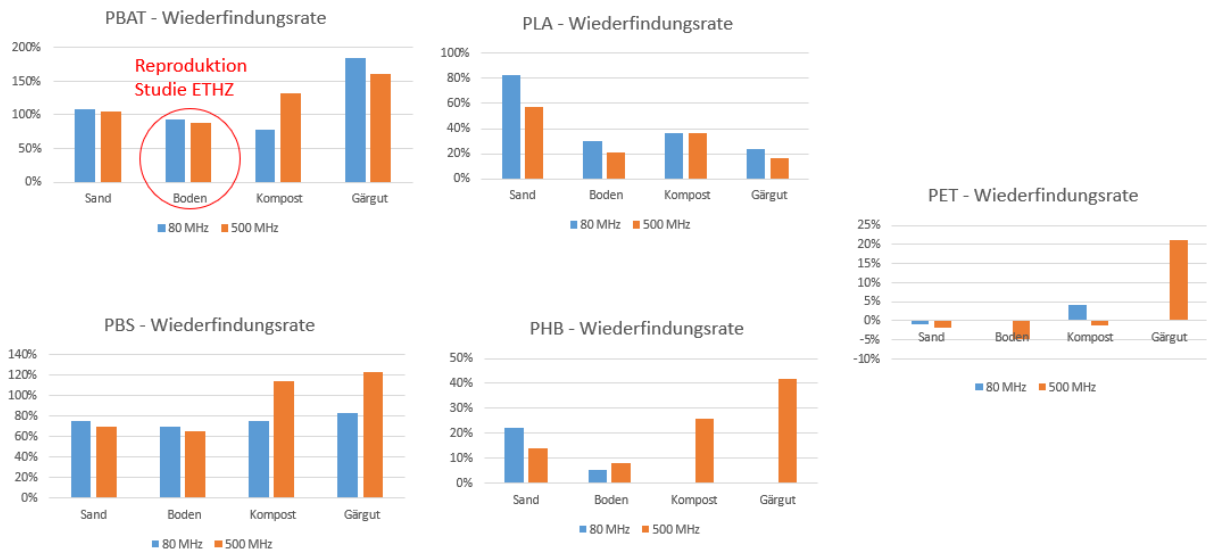


Abbildung 28: NMR-Analyse der im Projekt ausgewählten Kunststoffe. Ein Mix aus PBAT, PBS, PLA, PHB, PET und PE wurde mittels Chloroform aus verschiedenen Matrizen (Sand, Boden, Kompost, Gärgut) extrahiert und das Extrakt analysiert. Die einzelnen Kunststoffe wurden anhand spezifischer Peaks im NMR-Spektrum quantifiziert und die Wiederfindungsrate ermittelt (PE nicht aufgeführt aufgrund unzureichender Extraktion). Die Wiederfindungsraten wurden zwischen einem Standard-NMR (500 MHz) und einem Benchtop-NMR (80 MHz) verglichen. Wiederfindungsraten $>100\%$ können auf mögliche Verunreinigungen der Matrix zurückgeführt werden.

In Abbildung 29 sind die Wiederfindungsrate von Standard-NMR (500 MHz) und Benchtop-NMR (80 MHz) für alle Messungen verglichen. Für den Grossteil der Analysen wurden identische oder ähnliche Werte gemessen, was in Abbildung 29 den Datenpunkten entspricht, welche auf oder nahe der Diagonalen liegen. Die Übertragung der (zuvor optimierten und weiterentwickelten) Methoden von einem Standard- auf ein Benchtop-NMR erscheint daher generell machbar.

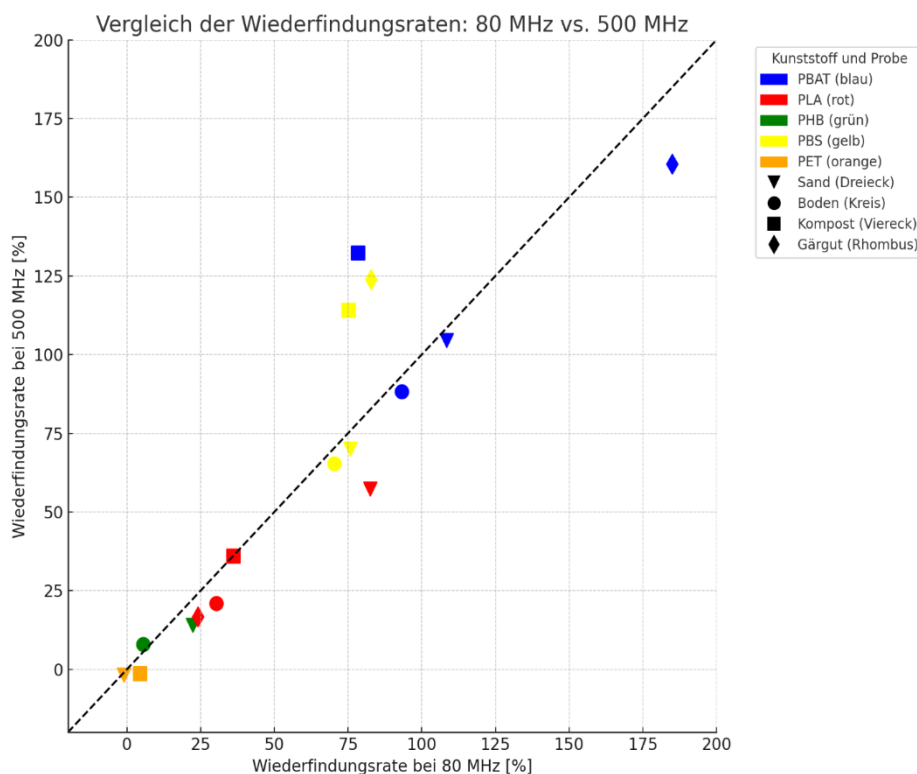


Abbildung 29: Vergleich der Wiederfindungsrate von Standard-NMR (500 MHz) und Benchtop-NMR (80 MHz). Ein Mix aus PBAT, PBS, PLA, PHB, PET und PE wurde mittels Chloroform aus verschiedenen Matrizen (Sand, Boden, Kompost, Gärgut) extrahiert und das Extrakt analysiert. Die einzelnen Kunststoffe wurden anhand spezifischer Peaks im NMR-Spektrum quantifiziert und die Wiederfindungsrate ermittelt (PE nicht aufgeführt aufgrund unzureichender Extraktion).

Um den Einfluss von unterschiedlichen Lösungsmitteln auf die NMR-Methode zu untersuchen, sowie um die Wiederfindungsrate von PET zu verbessern, wurden auch Experimente mit Dimethylsulfoxid (DMSO) als Lösungsmittel durchgeführt. Die Versuche wurden wie die oben für Chloroform beschriebenen Versuche durchgeführt, allerdings wurde nur Sand als Matrix verwendet, um die generelle Machbarkeit des Verfahrens zu testen. Aufgrund des hohen Siedepunkts von DMSO, mussten die Proben nach Extraktion der Sandmatrix ausserdem mittels Lyophilisation getrocknet werden, bevor sie in deuteriertem DMSO für die NMR-Messung erneut gelöst wurden.

Die Ergebnisse dieser Versuche sind in Abbildung 30 dargestellt. Die hohen Wiederfindungsraten für PBS zeigen, dass dieser Werkstoff mittels DMSO extrahiert und analysiert werden kann. Die DMSO-Methode ermöglichte eine höhere Extraktion und damit Wiederfindung von PBS im Vergleich zur Chloroform-Methode. Wiederfindungsraten > 100% sind möglicherweise durch Matrixeffekte zu erklären. Die Wiederfindungsrate von PET konnte im Vergleich zur Extraktion mit Chloroform leider nur wenig verbessert werden. Die DMSO-Methode ist ausserdem ebenfalls nicht geeignet für PE.

Insgesamt kann geschlussfolgert werden, dass mindestens für PHB und PET andere Lösungsmittel als Chloroform oder DMSO erforderlich sind, um eine gute Extraktion und Wiederfindung zu erreichen, z. B. DCM/Methanol (Tabelle 43). Dies sollte es ermöglichen, die Methode auf alle der im Projekt ausgewählten Kunststoffe auszuweiten. Nichtsdestoweniger zeigen auch die Versuche mit DMSO erneut eine gute Übereinstimmung der Ergebnisse aus Standard-NMR (500 MHz) und Benchtop-NMR (80 MHz). Dies ist eine weitere Bestätigung, dass Methoden welche erfolgreich für Standard-NMR entwickelt werden, sich wahrscheinlich auf ein Benchtop-NMR übertragen lassen.

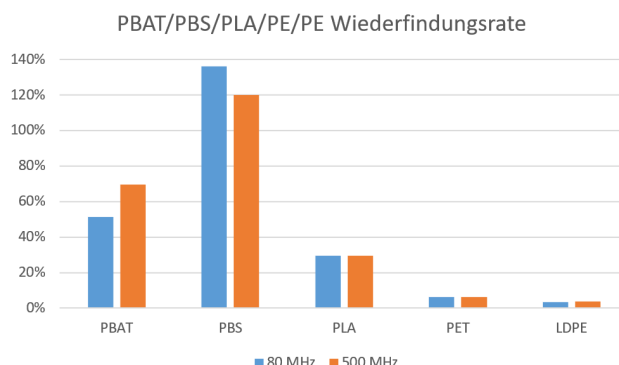


Abbildung 30: NMR-Analyse der im Projekt ausgewählten Kunststoffe. Ein Mix aus PBAT, PBS, PLA, PET und PE wurde mittels DMSO aus einer Sandmatrix extrahiert und das Extrakt analysiert. Die einzelnen Kunststoffe wurden anhand spezifischer Peaks im NMR-Spektrum quantifiziert und die Wiederfindungsrate ermittelt. Die Wiederfindungsraten wurden zwischen einem Standard-NMR (500 MHz) und einem Benchtop-NMR (80 MHz) verglichen. Wiederfindungsraten >100 % können auf Matrixeffekte zurückgeführt werden.

5.6 Methodenentwicklung FT-IR

Die Probenaufbereitung von festen Umweltproben auf Mikroplastik ist durch die Heterogenität der Matrizen und die standortbedingten Unterschiede herausfordernd. Bei der Weiterentwicklung einer kosteneffizienten Methode zur Bestimmung von BAW in Boden-, Gärrest- und Kompostproben wurde bei der Aufbereitung auf die Verwendung von umweltfreundlichen Chemikalien und einfachen Arbeitsabläufen geachtet. Dabei sollten die als prioritär ausgewählten BAW (PLA, PBAT, PBS und PHB) mit einer möglichst hohen Wiederfindung und ohne chemische Veränderungen aus der Probe extrahiert werden können.

Das nachfolgende Protokoll wurde in erster Linie für Bodenproben entwickelt, mit dem Ziel kompatibel für Kompost und Gärgut zu sein. Hierfür wurden lokale Bodenproben und Kompost und Gärreste von regionalen Verwertern bezogen. Zur Untersuchung der chemischen Beständigkeit der unterschiedlichen BAW wurden diese einer einmaligen Fenton-Reaktion ausgesetzt.

5.6.1 Methodik

5.6.1.1 Probenaufbereitung (Extraktion)

Nach der Probenahme werden die Bodenproben bei 40 °C getrocknet und auf < 2 mm gesiebt (He et al., 2018; G. S. Zhang & Liu, 2018). Ein Aliquot von 5-10 g wird mittels Fenton-Reaktion und Dichteseparation aufgereinigt und am FT-IR-Mikroskop analysiert. Eine detaillierte Beschreibung der methodischen Probenaufbereitung wurde als SOP (nicht publiziert) erstellt. In diesem Abschnitt werden die Arbeitsschritte und ihr Nutzen kurz zusammengefasst. In der ersten Fenton-Reaktion werden die Mikroplastikpartikel von der Matrix gelöst (Aggregate oder Interaktion mit Organik werden aufgebrochen). Anschliessend wird die Fenton-Lösung über einem Metallgewebefilter mit 20 µm Maschenweite abfiltriert. Kleinere Partikel (<10 µm) können mittels FT-IR nicht gemessen werden und stören als Ablagerung auf dem FT-IR-Filter die Messung. Die mineralischen Partikel mit hoher Dichte werden im Anschluss mit einer Dichteseparation im Scheidetrichter abgetrennt. Philipp et al. (2022) verwendet hierfür eine Polywolframat-Lösung mit einer Dichte von 1.9 g/cm³. Da die von uns betrachteten BAW kleiner 1.6 g/cm³ haben, wurde das günstigere und ökologisch nachhaltigere Salz NaBr (Dichte 1.55 g/cm³) verwendet. Die leichteren Mikroplastikpartikel werden nochmals über dem Metallgewebefilter abfiltriert, um allfällige, suspendierte Tonpartikel zu entfernen, und in ein

Becherglas für die zweite Fenton-Reaktion rückgespült. Die zweite Fenton-Reaktion oxidiert Organik, welche eine ähnliche Dichte wie die Mikroplastikpartikel hat, wobei Lignocellulose nur teilweise oxidiert werden kann. Die so aufbereitete Probe kann im Anschluss auf einen FT-IR-Filter abfiltriert und nach der Trocknung des Filters am FT-IR direkt analysiert werden.

5.6.1.2 Wiederfindungsrate als Qualitätskontrolle

Als Qualitätskontrolle der Analytik wurde die Wiederfindung von beigemischten, fluoreszierenden Partikeln untersucht. Dafür wurden vor jeder Extraktion zirka 100 sphärische, fluoreszierende Partikel aus Polystyrol (40 µm, Thermo Scientific, USA) (*Fluoro-Max Dyed Green Aqueous Fluorescent Particles*, 2025) der aufzureinigenden Probe hinzugegeben. Nach der Extraktion wurden die Partikel auf dem FT-IR-Filter ausgezählt und die Wiederfindungsrate bestimmt. Die Quantifizierung am Anfang und am Schluss erfolgte mittels Lichtmikroskop (VHX-7000, Keyence, Japan). Die Partikel wurden mittels UV-Beleuchtung (5313 SPOT UV 365 A SET, NORDRIDE, Schweiz) zur Fluoreszenz angeregt und mit der automatische Partikelerkennung des Mikroskops ausgezählt. Abbildung 31 zeigt die Vorteile der Partikelerkennung unter UV-Licht als Vergleich zu einer Aufnahme im sichtbaren Licht klar auf.

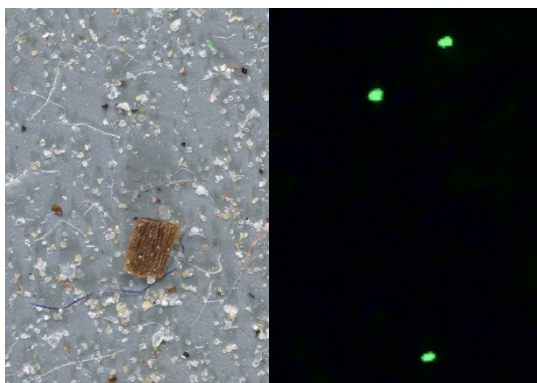


Abbildung 31: Aufnahme der sphärischen Kontrollpartikeln auf einem FT-IR-Filter unter sichtbarem Licht (links) und UV-Belichtung (rechts).

5.6.1.3 Chemische Beständigkeit

Chemische Veränderungen der BAW-Oberfläche wurde mittels ATR-Infrarotspektroskopie (engl. attenuated total reflection) (Nicolet iZ10 mit Smart iTX-Einheit, Thermo Fisher Scientific, USA) qualitativ anhand von Veränderungen der IR-Spektren vor und nach der Fenton-Reaktion untersucht. Zudem wurde zur quantitativen Verlustbestimmung das Gewicht vor und nach der Behandlung gemessen und die Gewichtsabnahme berechnet. Hierfür wurden die Proben zuerst gesiebt und eingewogen, bevor sie mittels Fenton-Reaktion behandelt wurden. Nach der Oxidation wurde die Suspension über einen Papierfilter (Porengrösse: 4-12 µm) filtriert, im Trockenschrank bei 40 °C getrocknet und gewogen. Es wurden PLA, PBS, PBAT und PHB sowie die beiden konventionellen Referenzpolymeren (PET und LDPE), als Kontrolle, untersucht. Alle Versuche wurden im Duplikat durchgeführt.

5.6.1.4 Qualitative Bestimmung (FT-IR-Mikroskop)

Die Analyse mittels FT-IR-Mikroskopie (Nicolet iN10, Thermo Fisher Scientific, USA) ermöglicht eine qualitative Identifikation von Polymeren und anderen Stoffen, sowie die Bestimmung von Anzahl und

Grösse der Partikel, ohne diese zu zerstören. Bei der FT-IR Analyse wird erst ein Bild der getrockneten FT-IR-Filter (AnoDisc, 25 mm, Whatman, USA) aufgenommen, welches anschliessend mittels Partikelerkennung untersucht wird. Dies ermöglicht gegenüber dem Mapping eine kürzere Analysezeit. Die detektieren Partikel werden dann mittels FT-IR gescannt und ausgewertet. Für eine erste qualitative Identifikation wird eine optimale Belegung des Filters vorausgesetzt, so dass die Partikel nicht übereinanderliegen und isoliert gemessen werden können. Die Partikelerkennung basiert auf Kontrast- und Helligkeitswerten, welche je nach Einstellungen für die Aufnahmen die Anzahl an erkannten Partikeln beeinflusst. Zusammenhängende Partikel können anschliessend in der Software getrennt werden.

Zur 3D-Aufnahme der Partikel und zur qualitativ hochwertigen Bildaufnahme wird ein Keyence-Lichtmikroskop (VHX-7000, Japan) verwendet. Als Endresultat der Probenaufbereitung wird das hochaufgelöste Bild mit der Nummerierung der einzelnen Partikel mit Hilfe vom Keyence-Mikroskop und der qualitativen Stoffbestimmung durch das FT-IR Mikroskop abgeglichen, um eine quantitative Analyse (z. B. mittels Volumenbestimmung) zu ermöglichen. Ein Beispiel hierfür ist auf Abbildung 32 dargestellt.

Partikelnummer	X-Koordinate	Y-Koordinate	Polymer
1	1	1	PET
2	3	1.2	PBAT
3	1.2	3	PLA
4	3.5	2.8	PBS

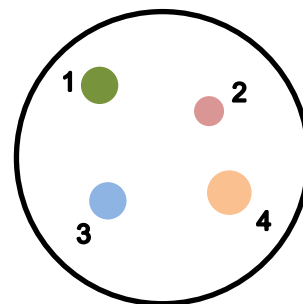


Abbildung 32: Schematisches Ergebnis der Extraktion: Die Stoffinformationen jedes Partikels und ein qualitativ hochwertiges Bild mit der Nummerierung.

Um das Volumen jedes Partikels und die Stoffzusammensetzung jedes Partikels zu vergleichen, müssen die Bilder beider Geräte miteinander verglichen und überlagert werden, anschliessend muss jeder Partikel nummeriert werden. Um das Bild vom Keyence mit jenen 4 Bildern vom FT-IR Mikroskop zu vergleichen, müssen die Bilder zuerst zusammengefügt werden. Dies wurde mit dem Bildsoftware-Programm FIJI («Fiji Is Just ImageJ») entwickelt und auch die Nummerierung der einzelnen Partikeln wurde mit jenem Programm versucht umzusetzen. Die Wahl auf FIJI fiel aufgrund des übersichtlichen User-Interfaces und der zahlreichen Funktionen für Bildbearbeitungen. Diese Schritte setzen ein manuelles Auslesen der Partikeln voraus, da das Koordinatensystem vom Lichtmikroskop (Keyence VHX-7000, Keyence, Japan) und der Bildbearbeitungssoftware FIJI absolut, aber jenes vom FT-IR Mikroskop relativ ist. Die Koordinaten können mit Berechnungen ineinander überführt und anschliessend können die Partikel nummeriert werden. Eine qualitative hochwertige Messung des Filters dauert in der Regel zirka 2 Tage. Dazu kommt aber auch noch die Analyse, welche mit Abstand die meiste Zeit in Anspruch nimmt. Das manuelle Auslesen der Koordinaten ist zeitaufwendig und dauert in der Regel zirka 4 Stunden pro Bild. Zudem ist der zeitliche Aufwand je nach Bild und Filter unterschiedlich, beispielsweise können Filter mit wenigen Partikel oft schneller nummeriert werden, da die Partikelerkennung fehlerfrei und deutlich einfacher erfolgt.

5.6.1.5 Semi-quantitative Bestimmung (Keyence-Mikroskop)

Für die qualitative bis semi-quantitative Bestimmung der Mikroplastikpartikel in den zu untersuchenden Matrizen kommt ein Lichtmikroskop der Firma Keyence (VHX-7000, Japan) zum Einsatz. Mit diesem Mikroskop ist es mittels z-Stack möglich 3D-Aufnahmen von einzelnen Objekten zu

erstellen. Dies funktioniert, indem die Kamera bei der Aufnahme sich in der z-Achse schrittweise bewegt und dabei stets neu fokussiert und schrittweise Bilder aufnimmt. Am Ende erhält man einen z-Stack, also eine Serie von verschiedenen Bildern auf unterschiedlichen Höhen, mit welcher die Software anhand der Bildschärfe ein 3D-Bild errechnet. Durch die automatische Partikelerkennung kann so für jedes Partikel das Volumen berechnet werden, welches wiederum zur Berechnung der Konzentration der Polymere mit der Dichteinformation des Polymers multipliziert wird.

5.6.2 Ergebnisse und Diskussion

5.6.2.1 Probenaufbereitung

Bei der Dichteseparation wurde für einen umweltfreundlicheren Ersatz von Polywolframat gesucht. ZnCl_2 wurde ausgeschlossen, da es in Lösung korrosiv wirkt (X. Wang et al., 2020). Als Alternative wurde eine NaBr-Lösung mit einer Dichte von 1.55 g/cm^3 verwendet, mit welcher jedoch Polymere mit höherer Dichte, wie z. B. PTFE, nicht separiert werden können. Bei der Dichteseparation bereitete die Gefässform Schwierigkeiten durch anhaftende Partikel, wobei in einem ersten Schritt unterschiedliche Formen getestet wurden. Um zusätzlich den Verlust von Mikroplastikpartikeln beim Wechsel von Gefässen zu minimieren, wies bei der Auswahl der Scheidetrichter die besten Eigenschaften auf. Bei der Dichteseparation im Scheidetrichter zeigte sich jedoch, dass durch die schnelle Sedimentation auch Referenzpartikel mit den Sedimenten abgeschieden wurden, was zu einem Minderbefund führen kann. Durch die Verwendung eines Rotationsschüttlers während der Dichteseparation konnte die Sedimentation kontrolliert verlangsamt werden, wobei die Geschwindigkeit des Schüttlers graduell reduziert wurde. Damit konnte sichergestellt, dass die kleineren Partikel länger Zeit hatte sich von den grösseren Agglomeraten zu separieren. Eine graduell reduzierende Geschwindigkeit war Voraussetzung, da bei zu tiefer Kadenz die Sedimente nicht aufgewirbelt wurden und bei zu hoher Kadenz konnten die Sedimente sich nicht absetzen und eine Trennung wäre nicht möglich. Aufgrund dessen wurde ein Ablauf von unterschiedlichen Geschwindigkeiten für unterschiedliche Zeitabschnitte erstellt.

Eine detaillierte Beschreibung der methodischen Probenaufbereitung wurde in einer SOP festgehalten. Ein schematischer Ablauf zur Probenaufbereitung kann in der Abbildung 33 entnommen werden:

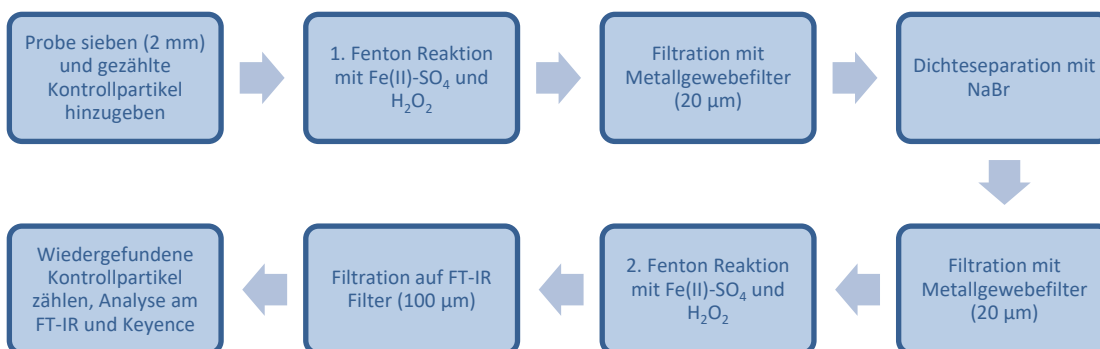


Abbildung 33: Schematischer Ablauf der Probenaufbereitung.

Das Extraktionsprotokoll wurde zunächst für Bodenproben entwickelt und anschliessend für Gärreste und Kompost getestet. Die Aufbereitung der Bodenproben funktioniert sehr gut und der Anteil an organischen und anorganischen Fremdstoffen kann auf ein Minimum reduziert werden.

(Abbildung 34, links). Anders sieht es bei den Kompost- und Gärgutproben aus. Diese enthalten einen hohen Anteil an cellulosehaltigem Material, das durch die Fenton-Reaktion nicht entfernt werden kann und den grössten Anteil der Rückstände ausmacht. Die Cellulose verbleibt während des gesamten Prozesses in der Probe und überdeckt somit mögliche Kunststoffpartikel in der Filterprobe, was eine Analyse mit dem FT-IR-Mikroskop unmöglich macht. Ausserdem erschwerte die Cellulose die Trennung von den MP-Partikeln während der Dichtentrennung erheblich und auch die Filtrationszeit wurde durch die verbleibende Restmenge erheblich verlängert. Im unteren Teil der Abbildung 34 sind zwei FT-IR-Filter mit einer Kompostprobe (Mitte) und einer Gärgutprobe (rechts) zu sehen. Bei der Gärgutprobe konnten nur ca. 51 % der Gesamtmasse filtriert werden, da die Menge an organischen Fremdstoffen zu gross war.



Abbildung 34: FT-IR-Filter mit den Filtrerrückständen aus den Matrizen Boden (links), Kompost (Mitte) und Gärgut (rechts).

5.6.2.2 Chemische Beständigkeit

Versuche mit BAW haben gezeigt, dass während der Fenton-Reaktion keine chemische Veränderung stattfindet (Abbildung 35). Dies wurde qualitativ mit Hilfe einer Analyse am ATR-Infrarotspektroskop (Nicolet iZ10 mit Smart iTX Einheit, Thermo Fisher Scientific, USA) bestätigt.

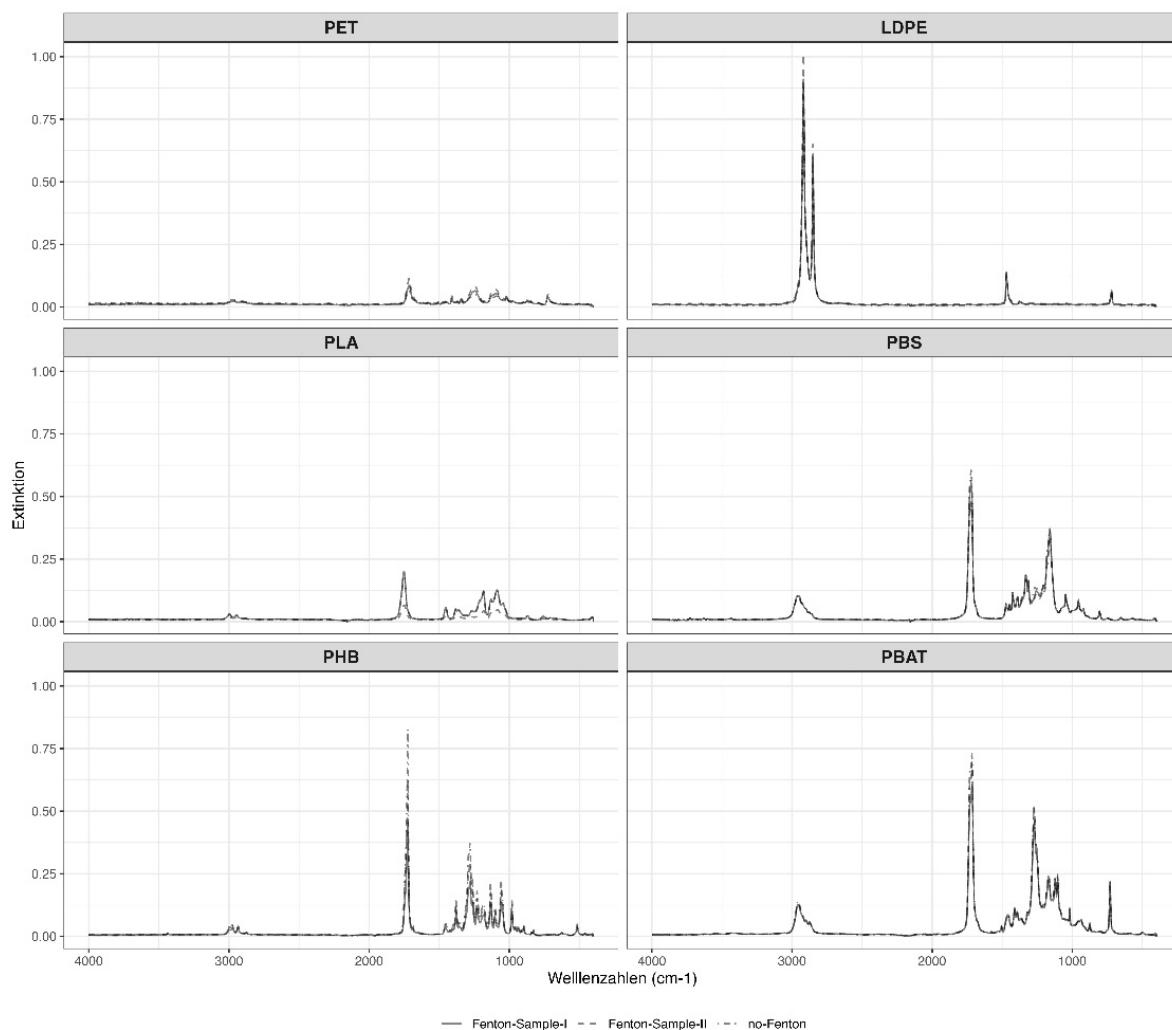


Abbildung 35: ATR-Spektren der zu untersuchenden BAW und Kontrollpolymere.

Die Untersuchung der Gewichtsverluste nach einem einmaligen Durchgang der Fenton-Reaktion hat ergeben, dass bei 5 von 6 Polymeren ein Verlust von weniger als 3.6 % entsteht (Tabelle 44), was auf eine gute Beständigkeit der Polymere schliessen lässt. Bei PHB lag der Verlust mit 10.7 % am höchsten. Diese Verluste müssen in einer semi-quantitativen Analyse zwingend berücksichtigt werden.

Tabelle 44: Gemittelte Gewichtsverluste nach einmaliger Fenton-Reaktion.

Polymer	Verlust (%)
PLA	2.5
PBS	3.6
PBAT	2.5
PHB	10.7
PET	3.5
LDPE	3.6

5.6.2.3 Wiederfindung MP-Partikel am FT-IR

Zur Qualitätskontrolle wurden die fluoreszierenden Mikroplastikpartikel nach der Separation und Filtration auf den FT-IR-Filter neu ausgezählt, was eine schnelle und unkomplizierte Kontrolle der Wiederfindung erlaubte. Zusätzlich konnte mit Hilfe der Fluoreszenz der Partikel bereits während der Probenaufbereitung mit der UV-Lampe kontrolliert werden, ob sich noch Rückstände an den Glaswaren befanden (z. B. beim Transfer zwischen den Glasgefässen), was Transferverluste minimierte. Zusätzliche Kontrollen der Glaswaren halfen die Spülungen auf schlecht ausgespülte Stellen zu reduzieren und unnötige Gesamtspülungen zu verhindern. Bei der Rückgewinnung resultierte eine mittlere Wiederfindungsrate der MP-Partikel in Bodenproben von 45 ± 8 % ($n=8$) (Abbildung 36). Optimierungen bei der Probenaufbereitung mittels Rotationsschüttler führten nur zu einer geringen Verbesserung der Wiederfindung. Eingeschlossene Partikel bei der Sedimentation waren eine Verlustquelle, welche durch Kontrolle der Sedimentrückstände auf fluoreszierende Partikel bestätigt werden konnte.

Experiment	1.2	2	3.2	4.1	5.3	7.1	7.4	7.5
Partikel Start (Becherglas)	103	77	104	103	126	116	128	111
Partikel Ende	40	30	44	57	45	70	58	47
Wiederfindungsrate (in %)	39	39	42	55	36	60	45	42

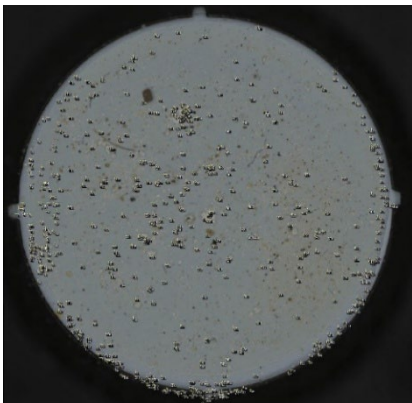
Mittelwert Partikel Start	109
Mittelwert Partikel Schluss	49
Mittelwert Wiederfindungsrate	45

Standardabweichung Partikel Start	15.1
Standardabweichung Partikel Schluss	11.6
Standardabweichung Wiederfindungsrate	8.0

Abbildung 36: Resultate der Wiederfindungsversuche von fluoreszierenden Partikeln in Bodenproben.

5.6.2.4 Qualitative Bestimmung (FT-IR)

Das aufgenommene Bild des Filters unter dem Lichtmikroskop (Keyence VHX-7000, Keyence, Japan) wurde mit den zusammengefügtten Bildern des FT-IR Mikroskop (Nicolet iN10, Thermo Fisher Scientific, USA) überlagert und direkt verglichen. Hierzu wurden die einzelnen Partikel nummeriert und direkt mit den aufgenommenen Spektren verglichen. Als Ergebnis wird ein Bild vom Filter mit den nummerierten Partikeln erstellt und die verschiedenen Spektren-Informationen zu den einzelnen Partikeln in einer Liste verglichen. Durch die spätere Analyse der Spektren-Informationen mit R-Studio kann ein Excel-Dokument mit den wichtigsten Informationen generiert werden: i) Anzahl der gemessenen Partikeln; ii) Anzahl Duplikate von Partikeln; iii) Anzahl einzelner Partikel; iv) Anzahl Plastikpartikel; v) Anzahl von nicht-Plastikpartikeln und vi) Anzahl Partikel, welche nicht identifiziert wurden aufgrund tiefer Übereinstimmung mit dem Referenzspektrum. Solch eine Veranschaulichung ist in der Abbildung 37 dargestellt.



	A	B
1	Number of Particles	3032
2	Number of Duplicates	735
3	Number of Unique Particles	2622
4	Number of Plastic Particles	641
5	Number of Non-Plastic Particles	1316
6	Number of Particles not identified (übereinstimmung_prz < 80)	525
7	Number of Particles not identified	140
8		
9	Input Files	
10	Bottom_left_7_5-Collected Spectra.csv	
11	Bottom_right_7_5-Collected Spectra.csv	
12	Top_left_7_5-Collected Spectra.csv	
13	Top_right_7_5-Collected Spectra-Collected Spectra.csv	

Abbildung 37: Ein zusammengesetztes Bild eines FT-IR-Filters mit den nummerierten Partikeln (links) und ein Ausschnitt der Ergebnisse in der Excel-Auswertung mit den wichtigsten Informationen (rechts).

In Abbildung 38 ist der qualitative Unterschied der Bildqualität des FT-IR-Mikroskops (links) und des Keyence-Mikroskops (rechts) ersichtlich. Hierbei ist auf die Schwierigkeit von Programmen zur Partikelerkennung hinzuweisen und bei einer Anschaffung eines Analysegerätes eine ausführliche Qualitätskontrolle der Bildgebung und Softwaretauglichkeit zu empfehlen.

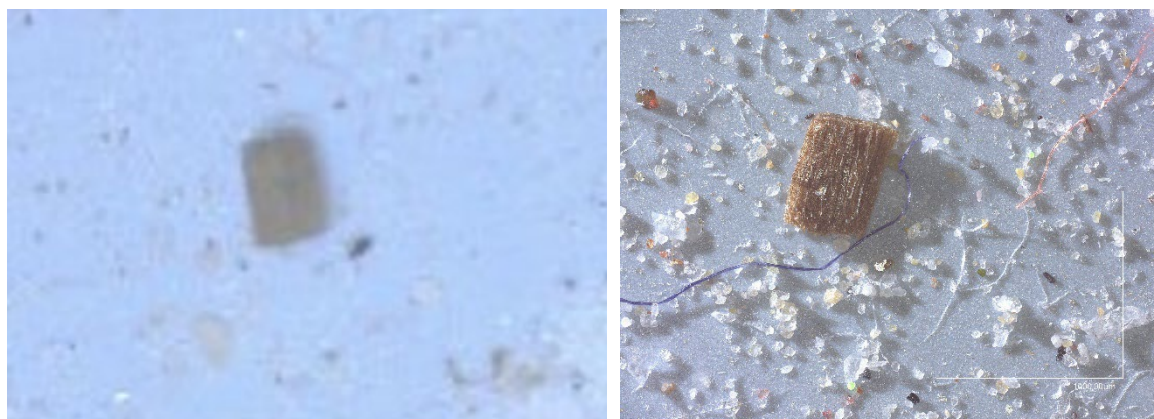


Abbildung 38: Bildaufnahme am FT-IR-Mikroskop (links) und Keyence-Mikroskop (rechts).

5.6.2.5 Semi-quantitative Bestimmung (FT-IR)

Die genaue Volumenbestimmung der Partikel ist zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht möglich, da dies einen flachen Filter/Untergrund erfordert, welcher nach der Probenaufbereitung unmöglich zu erhalten ist. Die 3D-Daten können aber vom Lichtmikroskop (VHX-7000, Keyence, Japan) als .csv-Datei exportiert und allenfalls mit einem geeigneten Programm weiterverarbeitet werden. Bei der Volumenberechnung durch Keyence findet eine Überschätzung der Partikelvolumen statt, da je nach Form und Lage der Partikel Hohlräume unter diesen mitgerechnet werden.

5.7 Schlussfolgerung

5.7.1 Extraktion und NMR

Die Extraktionsergebnisse mit DCM und DCM/Methanol als Lösungsmittel sind vielversprechend für das Ziel, eine geeignete Methode für die Extraktion aller gewählten BAW zu finden. Für PBAT, PBS, PLA und auch für den konventionellen Werkstoff PE wurden Wiederfindungsraten > 90% ermittelt. Eine Herausforderung stellt der konventionelle Kunststoffe PET dar, für welchen noch andere Lösungsmittel getestet werden müssten. PET ist z. B. teilweise in Ameisensäure, sowie vollständig in Trifluoressigsäure oder Tetrahydrofuran (THF) löslich (Mahalingam et al., 2015).

Die Übertragbarkeit der bestehenden NMR-Methode zur Quantifizierung von PBAT auf einem Benchtop-NMR wurde erfolgreich nachgewiesen (proof of concept). Die NMR-Methode erscheint ausserdem generell auch für die im Projekt ausgewählten BAW (PBAT, PLA, PBS, PHB) und Matrizen (Boden, Kompost, Gärgut) anwendbar. Die Methode muss allerdings noch weiter verbessert werden (Extraktionstemperatur/-zeit/-zyklen), um gute Wiederfindungsraten zu ermöglichen. Ebenfalls sollte störenden Effekten der Matrix noch besser Sorge getragen werden. Für die getesteten konventionellen Kunststoffe (PE, PET) müssten ausserdem noch weitere Lösungsmittel getestet werden (z. B. DCM für PE). Es konnte des Weiteren gezeigt werden, dass solch eine weiterentwickelte Methode von einem Standard-NMR auf ein Benchtop-NMR übertragbar sein sollte, was eine deutlich vereinfachte Anwendbarkeit und damit Verbreitung der Methode ermöglicht.

5.7.2 FT-IR/Probenaufbereitung

Die FT-IR-Methode ist eine vielversprechende Methode bei einfachen Matrizen wie Wasser, stösst jedoch an ihre Grenzen bei der Probenaufbereitung von organischen Proben. Bei der Untersuchung von Eigenschaften wie Partikelgrösse- und -form ist eine bildgebende Messmethode weiterhin notwendig. Hierfür müssen jedoch bei der Aufbereitung zusätzliche Kontrollpartikel, welche in Form und Eigenschaft den zu untersuchenden MP-Partikeln entsprechen, verwendet werden. Zum aktuellen Stand der Untersuchung bestanden Limitierungen durch die Bildqualität des FT-IR-Gerätes, welche die automatische Partikelerkennung stark einschränkte. Bei der Probenaufbereitung besteht bezüglich Wiederfindungsrate noch Optimierungspotenzial. Hierbei wäre eine Optimierung der Fenton-Reaktion mit Protocatechusäure (Tang et al., 2022), sowie der Dichteseperation mit anderen Salzlösungen zu empfehlen. Die aktuellen Ergebnisse der Wiederfindungsrate sind auf ein Polymertyp und -form beschränkt und können unter Verwendung in anderen Matrizen, oder von anderen Polymeren und Partikeln stark abweichen. Zur Erstellung eines Protokolls für stark organische Matrizen wie Kompost und Gärgut bedarf es weiterer Untersuchungen, da die Cellulose nur unter grossem Aufwand reduziert werden kann.

Und jetzt? Welche Massnahmen und Anschlussarbeiten sind sinnvoll?



Im Projekt «BAWIU – Biologisch abbaubare Werkstoffe in der Umwelt» wurde die aktuelle Situation von biologisch abbaubaren Werkstoffen (BAW) in der Schweiz und ihren Nachbarländern umfassend dargestellt. Der BAW-Markt wird vorgestellt, das regulatorische Umfeld beleuchtet und Eintragspfade von BAW in die Umwelt und ihre Auswirkungen wurden bewertet. Wesentliche Ansätze für Methoden zum Nachweis von BAW in Umweltproben wurden entwickelt. Zu all diesen Bereichen werden prioritäre Handlungsfelder für Massnahmen und für weitere Arbeiten vorgeschlagen.



Der BAW-Markt in der Schweiz ist dynamisch, wachsend und durch eine Vielzahl von Akteuren geprägt. Die Datenbasis zu den umgesetzten Mengen, Materialien und Produkten ist begrenzt.

Aus den Arbeiten im Projekt BAWIU wird ersichtlich, dass eine systematische und regelmässige Bestandesaufnahme des BAW-Marktes anzustreben ist. Eine Verbesserung der Informationslage ist erforderlich, sie muss übergreifend über den gesamten Markt erfolgen und die Koordination von End-of-Life Optionen miteinschliessen.

Massnahmen zur Umsetzung beinhalten die Bereitstellung von Ressourcen zum langfristigen **Unterhalt** und zur regelmässigen **Aktualisierung der erarbeiteten Daten** sowie die Sicherstellung resp. Weiterführung von **nationalen Akteursplattformen und Arbeitsgruppen** zu BAW.



Das regulatorische Umfeld zu Kunststoffen und Verpackungen wird sich in der Schweiz in den nächsten Jahren stark an der EU orientieren. Ungeachtet dessen ist es wichtig, neue nationale **Branchenlösungen** zu entwickeln und bestehende zu stärken. Klare

Anwendungsempfehlungen und Anwendungsbeschränkungen sind gefragt, welche neben der BAW-Funktionalität auch die Verwertung und die Umweltauswirkungen berücksichtigen.

Neue **Normen** sind gefordert, welche die **Realität verschiedener End-of-Life Optionen** in der Schweiz abbilden. Die Arbeiten, welche auf europäischer Ebene im Rahmen der Compostable by Design Platform laufen, stellen hier gangbare Lösungen in Aussicht. Zur Regulierung der BAW-Entsorgung über die Grüngutschiene erweist sich die Positivliste als Teil der Vollzugshilfe zur VVEA als taugliches Instrument.

Aus den Arbeiten im Projekt BAWIU wird deutlich, dass eine einheitliche **Kennzeichnung** von BAW und eine flächendeckende **Informationspflicht** gegenüber Verbrauchern und Entsorgern unumgänglich für die kontrollierte Verwertung ist. Hier sind Massnahmen gefordert, welche verhindern, dass nicht oder falsch deklarierte BAW auf den Markt

kommen und dass Fehlinterpretationen und Konsumententäuschungen erfolgen.

Nationale Akteursplattformen in Zusammenarbeit mit kantonalen und nationalen Ämtern stellen einen erfolgsversprechenden Weg dar, diese Massnahmen zu entwickeln und umzusetzen.



Viele bestehende Klassierungen von BAW berücksichtigen bewusst nur einen beschränkten Kriterienkatalog, da sie für eine spezifische Aufgabe entwickelt wurden. Die im Projekt BAWIU vorgeschlagene Klassierung geht einen Schritt weiter. Sie berücksichtigt und kombiniert Kriterien unterschiedlicher Dimension.

In Bezug auf die Datenlage bestehen noch Lücken zu Rückhalte- und Freisetzungsmechanismen von BAW, zum Verhalten unter unterschiedlichen realen Umweltbedingungen und zur ökotoxikologischen Relevanz verschiedener BAW. Hier ist es Aufgabe der Wissenschaft und der Produzenten, diese **Informationen sicher zu stellen**. Deutlich sind aber auch Importeure, Inverkehrbringer sowie Ämter auf nationaler und auf kantonomer Ebene verpflichtet, diese **Information einzufordern**.

Die in BAWIU erarbeitete **Bewertungsmatrix** und die zugrunde liegende BAW-Datenbank stellen wertvolle Hilfsmittel für diese Aufgabe dar. Massnahmen zur **Sicherung der Aktualisierung dieser Datengrundlage** sind erforderlich, wenn eine langfristige Anwendung erfolgen soll.



Zur Bewertung von Umweltauswirkungen von BAW und zum Nachweis im Rahmen von Regulationen bedarf es belastbarer Analysemethoden. Diese sind bisher nur unvollständig greifbar.

Die im Rahmen des Projekts BAWIU erarbeiteten resp. weiter entwickelten **Analysenmethoden für BAW in Umweltmatrizen** sind **erfolgsversprechend**. Sie sind BAW-spezifisch und stellen eine **praxistaugliche** routinemässige Analytik zu **tragbaren Kosten** in Aussicht.

Für eine breite Anwendung in Dienstleistungslabors sind **Massnahmen zur Optimierung** einzelner Analysenschritte und zur Standardisierung notwendig.

6 Literatur

- Adhikari, D., Mukai, M., Kubota, K., Kai, T., Kaneko, N., Araki, K. S., & Kubo, M. (2016). Degradation of Bioplastics in Soil and Their Degradation Effects on Environmental Microorganisms. *Journal of Agricultural Chemistry and Environment*, 05(01), 23–34. <https://doi.org/10.4236/jacen.2016.51003>
- Agroscope FAL Reckenholz. (2019). *Datenschlüssel* 6.2. https://so.ch/fileadmin/internet/bjd/bjd-afu/20_Boden/2_Boden/Datenschluessel.pdf
- Ahsan, W. A., Hussain, A., Lin, C., & Nguyen, M. K. (2023). Biodegradation of Different Types of Bioplastics through Composting—A Recent Trend in Green Recycling. *Catalysts*, 13(2), Article 2. <https://doi.org/10.3390/catal13020294>
- Al Hosni, A. S., Pittman, J. K., & Robson, G. D. (2019). Microbial degradation of four biodegradable polymers in soil and compost demonstrating polycaprolactone as an ideal compostable plastic. *Waste Management*, 97, 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.07.042>
- Ali, W., Ali, H., Gillani, S., Zinck, P., & Souissi, S. (2023). Polylactic acid synthesis, biodegradability, conversion to microplastics and toxicity: A review. *Environmental Chemistry Letters*, 21(3), 1761–1786. <https://doi.org/10.1007/s10311-023-01564-8>
- Al-Khairi, D., Fu, W., Alzahmi, A. S., Twizere, J.-C., Amin, S. A., Salehi-Ashtiani, K., & Mystikou, A. (2022). Closing the Gap between Bio-Based and Petroleum-Based Plastic through Bioengineering. *Microorganisms*, 10(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/microorganisms10122320>
- Altaee, N., El-Hiti, G. A., Fahdil, A., Sudesh, K., & Yousif, E. (2016). Biodegradation of different formulations of polyhydroxybutyrate films in soil. *SpringerPlus*, 5(1), 762. <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2480-2>
- Altair Engineering GmbH. (o. J.). *Material Data Center*. Abgerufen 17. Februar 2025, von <https://www.materialdatacenter.com/mb/>
- Álvarez-Méndez, S. J., Ramos-Suárez, J. L., Ritter, A., Mata González, J., & Camacho Pérez, Á. (2023). Anaerobic digestion of commercial PLA and PBAT biodegradable plastic bags: Potential biogas production and ¹H NMR and ATR-FTIR assessed biodegradation. *Heliyon*, 9(6), e16691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16691>
- Apinya, T., Sombatsompop, N., & Prapagdee, B. (2015). Selection of a *Pseudonocardia* sp. RM423 that accelerates the biodegradation of poly(lactic) acid in submerged cultures and in soil microcosms. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 99, 23–30. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2015.01.001>
- ARGE Inspektorat. (2025, November 11). *Temperaturbereich thermophil/mesophil* [Persönliche Kommunikation].
- AWEL. (2011). *Wissenswertes zum Littering—Wissenswertes zum Littering Informationen für Gemeinden und Städte* (S. 12). Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft AWEL.
- BAFU. (2017). *Biokunststoff – alles abbaubar?* [Thema Abfall]. Bundesamt für Umwelt BAFU. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-abfall/abfall--dossiers/biologisch-abbaubare-werkstoffe--baw-.html>
- BAFU (Hrsg.). (2018a). *Liste der zur Kompostierung oder Vergärung geeigneten Abfälle. Teil des Moduls Biogene Abfälle der Vollzugshilfe zur Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen*.
- BAFU. (2018b). *Modul: Biogene Abfälle* (S. 26) [Ein Modul der Vollzugshilfe zur Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen (Abfallverordnung, VVEA)]. Bundesamt für Umwelt BAFU. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-abfall/abfall--publikationen/publikationen-abfall/modul-kompostier-und-vergaerungsanlagen.html>
- BAFU. (2019). *Probenahme fester Abfälle. Ein Modul der Vollzugshilfe zur Verordnung über die Vermeidung und die Entsorgung von Abfällen* (No. 1826; Umwelt-Vollzug, S. 89). Bundesamt für Umwelt, Bern. <https://www.bafu.admin.ch/dam/bafu/de/dokumente/abfall/uv-umwelt-vollzug/probenahme-fester-abfaelle.pdf.download.pdf/probenahme-fester-abfaelle.pdf>

- BAFU. (2020a). *Kunststoffe in der Umwelt*. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-abfall/abfall--fachinformationen/abfallpolitik-und-massnahmen/kunststoffe-in-umwelt.html>
- BAFU. (2020b). *Massnahmen des Bundes für eine ressourcenschonende, zukunftsfähige Schweiz (Grüne Wirtschaft)* (S. 40) [Bericht an den Bundesrat]. Bundesamt für Umwelt BAFU. www.bafu.admin.ch/ressourcenschonung
- BAFU. (2021). *Labels* [Thema Wirtschaft und Konsum]. Bundesamt für Umwelt BAFU. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/thema-wirtschaft-und-konsum/ressourcenschonung-und-kreislaufwirtschaft/labels.html>
- BAFU. (2024). *Gesetzesänderungen zur Stärkung der Schweizer Kreislaufwirtschaft treten mehrheitlich ab 2025 in Kraft*. Medienmitteilungen. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/dokumentation/medienmitteilungen/anzeige-nsb-unter-medianmitteilungen.msg-id-103116.html>
- Bagheri, A. R., Laforsch, C., Greiner, A., & Agarwal, S. (2017). Fate of So-Called Biodegradable Polymers in Seawater and Freshwater. *Global Challenges*, 1(4), 1700048. <https://doi.org/10.1002/gch2.201700048>
- Baier, U. (2023, Dezember 11). *BAW zu Grüngut* [Für Biomasse Suisse].
- Baier, U. (2025, Mai 1). *Verwendete Technologien auf Schweizer Biogasanlagen* [Für Biomasse Suisse].
- Baier, U. (2025a, Mai 20). *Testmethoden zur Überprüfung des Verhaltens von BAW in realen Kompostier- und Vergärungsanlagen* [Für Biomasse Suisse].
- Baier, U. (2025b, Mai 20). *Verwendung von Kunststoffbeuteln* [Für Biomasse Suisse].
- Baier, U., Fuchs, J., Galli, U., & Schleiss, K. (2022). *Produkte aus Vergärung und Kompostierung. Qualitätsrichtlinie der Branche 2022*. <https://www.cvis.ch/dokumente>
- Baier, U., Haubensak, M., Grüter, R., & Ulmer, S. (2016). *Schlussbericht „BAW vergären & kompostieren? - Produkt- und sortenspezifische Beurteilung der Eignung von biologisch abbaubaren Werkstoffen (BAW) zur Verwertung in Schweizer Biogas- & Kompostieranlagen“*.
- Balestri, E., Menicagli, V., Ligorini, V., Fulignati, S., Raspolli Galletti, A. M., & Lardicci, C. (2019). Phytotoxicity assessment of conventional and biodegradable plastic bags using seed germination test. *Ecological Indicators*, 102, 569–580. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.005>
- Banerjee, A., & Shelver, W. (2021). Micro- and nanoplastic induced cellular toxicity in mammals: A review. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 755. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142518>
- Barbale, M., Chinaglia, S., Gazzilli, A., Pischedda, A., Pognani, M., Tosin, M., & Degli-Innocenti, F. (2021). Hazard profiling of compostable shopping bags. Towards an ecological risk assessment of littering. *Polymer Degradation and Stability*, 188, 109592. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2021.109592>
- Barletta, M., Aversa, C., Ayyoob, M., Gisario, A., Hamad, K., Mehrpouya, M., & Vahabi, H. (2022). Poly(butylene succinate) (PBS): Materials, processing, and industrial applications. *Progress in Polymer Science*, 132, 101579. <https://doi.org/10.1016/j.progpolymsci.2022.101579>
- Barragán, D. H., Pelacho, A. M., & Martín-Closas, L. (2016). Degradation of agricultural biodegradable plastics in the soil under laboratory conditions. *Soil Research*, 54(2), 216. <https://doi.org/10.1071/SR15034>
- Barrick, A., Champeau, O., Chatel, A., Manier, N., Northcott, G., & Tremblay, L. A. (2021). Plastic additives: Challenges in ecotox hazard assessment. *PeerJ*, 9, e11300. <https://doi.org/10.7717/peerj.11300>
- Bauchmüller, V., Carus, M., Chinthapalli, R., Dammer, L., Hark, N., Partanen, A., Ruiz, P., & Lajewski, S. (2021). *BioSinn—Steckbriefe sinnvoll biologisch abbaubarer Produkte auf Basis von nachwachsenden Rohstoffen*. <https://renewable-carbon.eu/publications/product/biosinn-steckbriefe-sinnvoll-biologisch-abbaubarer-produkte-auf-basis-von-nachwachsenden-rohstoffen/>
- Bertling, J., Bertling, R., & Hamann, L. (2018). *Kunststoffe in der Umwelt: Kunststoffe in der Umwelt: Mikro- und Makroplastik. Ursachen, Mengen, Umweltschicksale, Wirkungen, Lösungsansätze, Empfehlungen. Kurzfassung der Konsortialstudie, Fraunhofer-Institut für Umwelt-Sicherheits-und Energietechnik*. <https://doi.org/10.24406/UMSICHT-N-497117>

- Bertling, J., Zimmermann, T., & Rödig, L. (2021). *Kunststoffe in der Umwelt: Emissionen in landwirtschaftlich genutzte Böden*. <https://doi.org/10.24406/UMSICHT-N-633611>
- Bettas Ardisson, G., Tosin, M., Barbale, M., & Degli-Innocenti, F. (2014). Biodegradation of plastics in soil and effects on nitrification activity. A laboratory approach. *Frontiers in Microbiology*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00710>
- Bhagwat, G., Gray, K., Wilson, S. P., Muniyasamy, S., Vincent, S. G. T., Bush, R., & Palanisami, T. (2020). Benchmarking Bioplastics: A Natural Step Towards a Sustainable Future. *Journal of Polymers and the Environment*, 28(12), 3055–3075. <https://doi.org/10.1007/s10924-020-01830-8>
- Bher, A., Mayekar, P. C., Auras, R. A., & Schvezov, C. E. (2022). Biodegradation of Biodegradable Polymers in Mesophilic Aerobic Environments. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(20), Article 20. <https://doi.org/10.3390/ijms232012165>
- Bilharz, M. (2023). *Plastiktüten* [Text]. Umweltbundesamt; Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/umwelttipps-fuer-den-alltag/haushalt-wohnen/plastiktueten>
- Biomasse Suisse. (2023). *Biokunststoffe—Positionspapier* Biomasse Suisse. <https://biomassesuisse.ch/public/document/download/183747/189939>
- BMK. (2022). *Aktionsplan Mikroplastik 2022–2025*. Bundesministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie, Mobilität, Innovation und Technologie. https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/kunststoffe/mikroplastik.html
- BMUV. (2017). *Richtlinie (EU) 2015/720 zur Änderung der Richtlinie 94/62/EG betreffend die Verringerung des Verbrauchs von leichten Kunststofftragetaschen*. BMUV. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz BMUV. <https://www.bmu.de/GE782>
- BMUV. (2023). *Verordnung über das Verbot des Inverkehrbringens von bestimmten Einwegkunststoffprodukten und von Produkten aus oxo-abbaubarem Kunststoff*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz BMUV. <https://www.bmu.de/GE875>
- Boey, J. Y., Mohamad, L., Khok, Y. S., Tay, G. S., & Baidurah, S. (2021). A Review of the Applications and Biodegradation of Polyhydroxyalkanoates and Poly(lactic acid) and Its Composites. *Polymers*, 13(10), 1544. <https://doi.org/10.3390/polym13101544>
- Bonanomi, G., Maisto, G., De Marco, A., Cesarano, G., Zotti, M., Mazzei, P., Libralato, G., Staropoli, A., Siciliano, A., De Filippis, F., La Stora, A., Piccolo, A., Vinale, F., Crasto, A., Guida, M., Ercolini, D., & Incerti, G. (2020). The fate of cigarette butts in different environments: Decay rate, chemical changes and ecotoxicity revealed by a 5-years decomposition experiment. *Environmental Pollution*, 261, 114108. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114108>
- Boots, B., Russell, C. W., & Green, D. S. (2019). Effects of Microplastics in Soil Ecosystems: Above and Below Ground. *Environmental Science & Technology*, 53(19), 11496–11506. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b03304>
- Bora, D., Dutta, H., Saha, B., Kumar Reddy, Y. A., Patel, R., Verma, S. Kr., Sellamuthu, P. S., Sadiku, R., & Jayaramudu, J. (2023). A review on the modification of polypropylene carbonate (PPC) using different types of blends/composites and its advanced uses. *Materials Today Communications*, 37, 107304. <https://doi.org/10.1016/j.mtcomm.2023.107304>
- Briassoulis, D. (2004). An Overview on the Mechanical Behaviour of Biodegradable Agricultural Films. *Journal of Polymers and the Environment*, 12(2), 65–81. <https://doi.org/10.1023/B:JOOE.0000010052.86786.ef>
- Bundeskanzlei. (2025). *Fedlex Bundesrecht* [Die Publikationsplattform des Bundesrechts]. Fedlex. <https://www.fedlex.admin.ch/de/home>
- Bundesministerium AT. (o. J.). *Einwegkunststoffrichtlinie*. Abgerufen 10. Januar 2023, von https://www.bmk.gv.at/themen/klima_umwelt/abfall/recht/einwegkunststoffrichtlinie.html
- Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.). (2005, September 29). *Stand der Technik der Kompostierung. Grundlagenstudie*.

- Burgstaller, M., Potrykus, A., Weißenbacher, J., GmbH, B., Kabasci, D. S., Merrettig-Bruns, D. U., & Sayder, B. (2018). Gutachten zur Behandlung biologisch abbaubarer Kunststoffe. *Im Auftrag des Umweltbundesamtes, TEXTE 57/2018*(UBA-FB 002676), 150.
- BUWAL. (2003). *Probenahme und Probenvorbereitung für Schadstoffuntersuchungen in Böden* (Vollzug Umwelt, S. 87). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- Cao, X., Liang, Y., Jiang, J., Mo, A., & He, D. (2023). Organic additives in agricultural plastics and their impacts on soil ecosystems: Compared with conventional and biodegradable plastics. *TRAC-TRENDS IN ANALYTICAL CHEMISTRY*, 166. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117212>
- Carbiolice. (o. J.). *Evanesto Zero Impact PLAstic*. Abgerufen 22. April 2025, von https://www.carbiolice.com/wp-content/uploads/2020/09/PLAQUETTE-Evanesto-bon-technique_WEB_v10_EN.pdf
- Cayé, N., Marasus, S., Nguyen, U., & Schüler, K. (2024). *Aufkommen und Verwertung von Verpackungsabfällen in Deutschland im Jahr 2022* (Abschlussbericht No. TEXTE 156/2024; Im Auftrag des Umweltbundesamtes). GVM Gesellschaft für Verpackungsmarktforschung mbH. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/aufkommen-verwertung-von-verpackungsabfaellen-in-18>
- Cazaudehore, G. (2023). *Anaerobic digestion of biodegradable plastics: Performances and microbial diversity*.
- Cazaudehore, G., Monlau, F., Gassie, C., Lallement, A., & Guyoneaud, R. (2021). Methane production and active microbial communities during anaerobic digestion of three commercial biodegradable coffee capsules under mesophilic and thermophilic conditions. *Science of The Total Environment*, 784, 146972. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146972>
- CbDP. (2025). *Compostable by Design Platform*. Compostable by Design Platform. <https://compostablebydesign.com/>
- Cerri, M., Wille, F., Arn, S., Bucheli, T. D., Widmer, F., Werz, R., McNeill, K., Manfrin, A., & Sander, M. (2025). An Analytical Workflow to Quantify Biodegradable Polyesters in Soils and Its Application to Incubation Experiments. *Environmental Science & Technology*, 59(16), 8108–8118. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c10664>
- Chan, C., Lyons, R., Dennis, P., Lant, P., Pratt, S., & Laycock, B. (2022). Effect of Toxic Phthalate-Based Plasticizer on the Biodegradability of Polyhydroxyalkanoate. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 56(24), 17732–17742. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06583>
- ChemRRV, SR 814.81. (o. J.). *SR 814.81—Verordnung vom 18. Mai 2005 zur Reduktion von Risiken beim Umgang mit bestimmten besonders gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und Gegenständen (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung, ChemRRV)*. Abgerufen 13. Oktober 2025, von https://www.fedlex.admin.ch/eli/cc/2005/478/de#annex_1_16
- Chen, Y., Wen, D., Pei, J., Fei, Y., Ouyang, D., Zhang, H., & Luo, Y. (2020). Identification and quantification of microplastics using Fourier-transform infrared spectroscopy: Current status and future prospects. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 18, 14–19. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2020.05.004>
- Chinaglia, S., Tosin, M., & Degli-Innocenti, F. (2018). Biodegradation rate of biodegradable plastics at molecular level. *Polymer Degradation and Stability*, 147, 237–244. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2017.12.011>
- Choi, Y. J., Kim Lazcano, R., Yousefi, P., Trim, H., & Lee, L. S. (2019). Perfluoroalkyl Acid Characterization in U.S. Municipal Organic Solid Waste Composts. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(6), 372–377. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00280>
- Chong, Z. K., Hofmann, A., Wilson, S., Sohoo, I., Alassali, A., Kuchta, K., & Haye, M. (2022). *Lab-scale and full-scale industrial composting of biodegradable plastic blends for packaging*. <https://open-research-europe.ec.europa.eu/articles/2-101>
- Chuakhao, S., Rodríguez, J. T., Lapnonkawow, S., Kannan, G., Müller, A. J., & Suttiruengwong, S. (2024). Formulating PBS/PLA/PBAT blends for biodegradable, compostable packaging: The crucial roles of PBS content and reactive extrusion. *Polymer Testing*, 132, 108383. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2024.108383>

- CIC. (2022). *CERTIFICATO DAL CONSORZIO ITALIANO COMPOSTATORI*. Compostabile CIC. <http://www.compostabile.com/>
- Coco Ka Hei Cheung, & Not, C. (2024). Degradation efficiency of biodegradable plastics in subtropical open-air and marine environments: Implications for plastic pollution. *Science of The Total Environment*, 938, 173397. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.173397>
- Dammak, M., Fourati, Y., Tarrés, Q., Delgado-Aguilar, M., Mutjé, P., & Boufi, S. (2020). Blends of PBAT with plasticized starch for packaging applications: Mechanical properties, rheological behaviour and biodegradability. *Industrial Crops and Products*, 144, 112061. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2019.112061>
- Das Schweizer Parlament. (2025). *Rechtsetzung*. Die Bundesversammlung — Das Schweizer Parlament. <https://www.parlament.ch/de/%c3%bcber-das-parlament/parlamentsportraet/aufgaben-der-bundesversammlung/rechtsetzung>
- De Hoe, G. X., Zumstein, M. T., Getzinger, G. J., Rügsegger, I., Kohler, H.-P. E., Maurer-Jones, M. A., Sander, M., Hillmyer, M. A., & McNeill, K. (2019). Photochemical Transformation of Poly(butylene adipate-co-terephthalate) and Its Effects on Enzymatic Hydrolyzability. *Environmental Science & Technology*, 53(5), 2472–2481. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06458>
- de Souza Machado, A. A., Kloas, W., Zarfl, C., Hempel, S., & Rillig, M. C. (2018). Microplastics as an emerging threat to terrestrial ecosystems. *Global Change Biology*, 24(4), Article 4. <https://doi.org/10.1111/gcb.14020>
- del Campo, A., de Lucas-Gil, E., Rubio-Marcos, F., Arrieta, M. P., Fernández-García, M., Fernández, J. F., & Muñoz-Bonilla, A. (2021). Accelerated disintegration of compostable Ecovio polymer by using ZnO particles as filler. *Polymer Degradation and Stability*, 185, 109501. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2021.109501>
- Der Bundesrat. (2022). *Kunststoffe in der Umwelt* (S. 57) [Bericht des Bundesrates in Erfüllung der Postulate 18.3196 Thorens Goumaz vom 14.03.2018, 18.3496 Munz vom 12.06.2018, 19.3818 Flach vom 21.06.2019, 19.4355 CVP-Fraktion vom 27.09.2019]. Der Bundesrat. <https://www.parlament.ch/centers/eparl/curia/2018/20183496/Bericht%20BR%20D.pdf>
- Deutsche Bundesregierung. (2022, Dezember 16). *Umsetzung der EU-Einwegkunststoffrichtlinie – Gegen die Vermüllung mit Plastik*. Die Bundesregierung informiert | Startseite. Abgerufen am 4. Januar 2023 auf <https://www.bundesregierung.de/breg-de/suche/einwegkunststoff-fondsgesetz-2139250>
- Dhaka, V., Singh, S., Anil, A. G., Sunil Kumar Naik, T. S., Garg, S., Samuel, J., Kumar, M., Ramamurthy, P. C., & Singh, J. (2022). Occurrence, toxicity and remediation of polyethylene terephthalate plastics. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 20(3), 1777–1800. <https://doi.org/10.1007/s10311-021-01384-8>
- Dierkes, G., Lauschke, T., Becher, S., Schumacher, H., Földi, C., & Ternes, T. (2019). Quantification of microplastics in environmental samples via pressurized liquid extraction and pyrolysis-gas chromatography. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 411(26), 6959–6968. <https://doi.org/10.1007/s00216-019-02066-9>
- Dimopoulos Eggenschwiler, P., Hüglin, C., Nowack, B., Mennekes, D., & Steiner, M. (2023). *Reifenabrieb als grösste Quelle von Mikroplastik – Massnahmen zur Verminderung* [Grundlagenbericht]. EMPA.
- DIN CERTCO. (2018). *Zertifizierungsprogramm—Biologisch abbaubar im Boden* (S. 35). TÜV Rheinland. https://www.dincertco.de/media/dincertco/dokumente_1/zertifizierungsprogramme/abbaubar-im-boden_zertifizierungsprogramm.pdf
- DIN CERTCO. (2020). *Zertifizierungsprogramm—Bioabfall-Beutel aus kompostierbaren Werkstoffen (DINplus)*. DIN CERTCO. <https://www.dincertco.de/din-certco/de/main-navigation/products-and-services/certification-of-products/environmental-field/dinplus-bioabfall-beutel/>
- DIN CERTCO. (2021). *Zertifizierungsprogramm—Produkte aus kompostierbaren Werkstoffen (DIN-Geprüft)*. TÜV Rheinland. <https://www.dincertco.de/din-certco/de/main-navigation/products-and-services/certification-of-products/biologische-abbaubarkeit/industriell-kompostierbare-produkte/>
- DIN CERTCO. (2022). *Zertifizierungsprogramm—Erzeugnisse aus kompostierbaren Werkstoffen (DINplus)*. DIN CERTCO. <https://www.dincertco.de/din-certco/de/main-navigation/products-and-services/certification-of-products/biologische-abbaubarkeit/industriell-kompostierbare-produkte/>

- DIN CERTCO. (2023a). *Zertifizierungsprogramm—Für den Kompostierungsprozess unbedenkliche Zusatzstoffe* (S. 24). TÜV Rheinland. <https://www.dincertco.de/din-certco/de/main-navigation/products-and-services/certification-of-products/biologische-abbaubarkeit/zusatzstoffe-nach-din-en-13432/>
- DIN CERTCO. (2023b). *Zertifizierungsprogramm—Produkte aus kompostierbaren Werkstoffen für die Heim- und Gartenkompostierung* (S. 41). TÜV Rheinland. https://www.dincertco.de/media/dincertco/dokumente_1/zertifizierungsprogramme/home_composting_zertifizierungsprogramm.pdf
- Ding, W., Li, Z., Qi, R., Jones, D. L., Liu, Q., Liu, Q., & Yan, C. (2021). Effect thresholds for the earthworm *Eisenia fetida*: Toxicity comparison between conventional and biodegradable microplastics. *Science of The Total Environment*, 781, 146884. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146884>
- Dispan, J., & Mendler, L. (2020). *Branchenanalyse kunststoffverarbeitende Industrie 2020. Beschäftigungstrends, Kreislaufwirtschaft, digitale Transformation*.
- Dissanayake, P. D., Withana, P. A., Sang, M. K., Cho, Y., Park, J., Oh, D. X., Chang, S. X., Lin, C. S. K., Bank, M. S., Hwang, S. Y., & Ok, Y. S. (2024). Effects of biodegradable poly(butylene adipate-co-terephthalate) and poly(lactic acid) plastic degradation on soil ecosystems. *Soil Use and Management*, 40(2), e13055. <https://doi.org/10.1111/sum.13055>
- Dong, H., Wang, X., Niu, X., Zeng, J., Zhou, Y., Suona, Z., Yuan, Y., & Chen, X. (2023). Overview of analytical methods for the determination of microplastics: Current status and trends. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 167, 117261. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2023.117261>
- ECCO. (2022). *Plastics in Italy – a Vice or a Virtue?* https://eccoclimate.org/wp-content/uploads/2022/04/Plastics-in-Italy.pdf?_gl=1*1eo3jgy*_up*MQ..*_ga*MTg5Nzc5NzY3NS4xNjczMzQ1MTkw*_ga_052XKWDPLE*MTY3MzM0NTE4OS4xLjAuMTY3MzM0NTE4OS4wLjAuA..
- EEAS. (2021). *Die Europäische Union und die Schweiz*. Delegation der Europäischen Union für die Schweiz und das Fürstentum Liechtenstein. https://www.eeas.europa.eu/schweiz/die-europaeische-union-und-die-schweiz_de?s=180
- Ellen MacArthur Foundation. (2020). *The EU's Circular Economy Action Plan – Setting the world's largest single market on a transition towards a circular economy*. Ellen MacArthur Foundation. <https://emf.thirdlight.com/link/l3i96x2za3la-8o3wq5/@/>
- Ellen MacArthur Foundation. (2021). *France's Antiwaste and Circular Economy Law: Eliminating waste and promoting social inclusion [Case study]*. Ellen MacArthur Foundation. https://emf.thirdlight.com/file/24/kLSzgopkL.2CJxQkLb3XkLQIS7_/Case%20Studies%20-%20French%20Anti%20Waste%20Law.pdf
- Erny, I., O'Connor, I., & Spörri, A. (2020). *Plastik in der Schweizer Umwelt. Wissensstand zu Umweltwirkungen von Kunststoffen (Mikro- und Makroplastik)*. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU). <https://www.news.admin.ch/newsd/message/attachments/61313.pdf>
- Eronen-Rasimus, E. L., Näkki, P. P., & Kaartokallio, H. P. (2022). Degradation Rates and Bacterial Community Compositions Vary among Commonly Used Bioplastic Materials in a Brackish Marine Environment. *Environmental Science & Technology*, 56(22), 15760–15769. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06280>
- Europäische Kommission. (2015). *Den Kreislauf schliessen—Ein Aktionsplan der EU für die Kreislaufwirtschaft [Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen]*. Europäische Kommission. https://eur-lex.europa.eu/resource.html?uri=cellar:8a8ef5e8-99a0-11e5-b3b7-01aa75ed71a1.0004.02/DOC_1&format=PDF
- Europäische Kommission. (2018). *Eine europäische Strategie für Kunststoffe in der Kreislaufwirtschaft*. Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52018DC0028>
- Europäische Kommission. (2020). *Neuer Aktionsplan für die Kreislaufwirtschaft [Pressemitteilung]*. European Commission - European Commission. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/ip_20_420

- Europäische Kommission. (2022). *Politischer Rahmen für biobasierte Kunststoffe*. Europe Direct. https://ec.europa.eu/commission/presscorner/detail/de/qanda_22_7158
- Europäische Kommission. (2023). *Stellungnahme Europäischer Wirtschafts- und Sozialausschuss zum Politikrahmen für biobasierte, biologisch abbaubare und kompostierbare Kunststoffe*. eur-lex.europa.eu. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=PI_EESC:EESC-2022-06068-AC
- Europäische Kommission. (2024). *Development of crosslinked flexible bio-based and biodegradable pipe and drippers for micro-irrigation applications | HYDRUS | Progetto | Scheda informativa | FP7 | CORDIS | Commissione europea*. CORDIS | European Commission. <https://cordis.europa.eu/project/id/231975/it>
- Europäische Union. (2023). *Normung in Europa – technische Anforderungen – harmonisierte Normen – CE-Kennzeichnung*. Your Europe. https://europa.eu/youreurope/business/product-requirements/standards/standards-in-europe/index_de.htm
- Europäische Union. (2025a). *Arten von Rechtsvorschriften*. https://european-union.europa.eu/institutions-law-budget/law/types-legislation_de
- Europäische Union. (2025b). *EU-Recht—EUR-Lex*. EUR-Lex - Der Zugang zum EU-Recht. <https://eur-lex.europa.eu/homepage.html?locale=de>
- European Bioplastics. (2023a). *Bioplastics—Industry standards & labels* [Fact Sheet]. European Bioplastics. https://docs.european-bioplastics.org/publications/fs/EUBP_FS_Standards.pdf
- European Bioplastics. (2023b). *Certification Scheme—Industrially Compostable (Seedling)* (S. 66). European Bioplastics.
- European Bioplastics e.V. (2022). *Bioplastics market development update 2022*. https://docs.european-bioplastics.org/publications/market_data/2022/Report_Bioplastics_Market_Data_2022_short_version.pdf
- European Bioplastics e.V., nova-Institute. (2024). *Bioplastics market development update 2024*. *European Bioplastics e.V.* <https://www.european-bioplastics.org/bioplastics-market-development-update-2024/>
- European Commission. (o. J.-a). *EU policy framework on biobased, biodegradable and compostable plastics*. Abgerufen 13. Juni 2023, von https://environment.ec.europa.eu/system/files/2022-12/COM_2022_682_1_EN_ACT_part1_v4.pdf
- European Commission. (o. J.-b). *Safe and sustainable by design*. Research and Innovation. Abgerufen 5. Mai 2025, von https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/industrial-research-and-innovation/chemicals-and-advanced-materials/safe-and-sustainable-design_en
- European Commission. (2021). *The European Green Deal*. https://commission.europa.eu/strategy-and-policy/priorities-2019-2024/european-green-deal_en
- Fan, W., Qiu, C., Qu, Q., Hu, X., Mu, L., Gao, Z., & Tang, X. (2023). Sources and identification of microplastics in soils. *Soil & Environmental Health*, 1(2), 100019. <https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100019>
- Fan, X., Zou, Y., Geng, N., Liu, J., Hou, J., Li, D., Yang, C., & Li, Y. (2021). Investigation on the adsorption and desorption behaviors of antibiotics by degradable MPs with or without UV ageing process. *Journal of Hazardous Materials*, 401, 123363. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123363>
- Fent, K. (2013). *Ökotoxikologie: Umweltchemie - Toxikologie - Ökologie* (4.). Georg Thieme Verlag.
- Fernandes, M., Salvador, A., Alves, M. M., & Vicente, A. A. (2020). Factors affecting polyhydroxyalkanoates biodegradation in soil. *Polymer Degradation and Stability*, 182, 109408. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2020.109408>
- Ferrentino, R., Marchelli, F., Bevilacqua, A., Fiori, L., & Andreottola, G. (2025). Hydrothermal pre-treatments can make PLA and PBS bioplastics suitable for anaerobic digestion. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 13(3), 116204. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2025.116204>
- Fluoro-Max Dyed Green Aqueous Fluorescent Particles*. (2025, Januar 13). ThermoFisher Scientific. <https://www.thermofisher.com/order/catalog/product/G400B?SID=srch-srp-G400B>
- Fogašová, M., Figalla, S., Danišová, L., Medlenová, E., Hlaváčiková, S., Vanovčanová, Z., Omaníková, L., Baco, A., Horváth, V., Mikolajová, M., Feranc, J., Bočkaj, J., Plavec, R., Alexy, P., Repiská, M., Příklad, R., Kontárová, S., Báreková, A., Sláviková, M., ... Kadlečková, M. (2022). PLA/PHB-Based Materials Fully

- Biodegradable under Both Industrial and Home-Composting Conditions. *Polymers*, 14(19), Article 19. <https://doi.org/10.3390/polym14194113>
- Fojt, J., David, J., Přikryl, R., Řezáčová, V., & Kučerík, J. (2020). A critical review of the overlooked challenge of determining micro-bioplastics in soil. *Science of The Total Environment*, 745, 140975. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140975>
- Fu, Y., Wu, G., Bian, X., Zeng, J., & Weng, Y. (2020). Biodegradation Behavior of Poly(Butylene Adipate-Co-Terephthalate) (PBAT), Poly(Lactic Acid) (PLA), and Their Blend in Freshwater with Sediment. *Molecules*, 25, 3946. <https://doi.org/10.3390/molecules25173946>
- Gadaleta, G., De Gisi, S., Picuno, C., Heerenklage, J., Kuchta, K., Sorrentino, A., Notarnicola, M., & Oliviero, M. (2023). Assessment of Methane Production, Disintegration, and Biodegradation Potential of Bioplastic Waste in Anaerobic Digestion Systems. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 12, 111658. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.111658>
- García Molyneux, C., & Romana Mele, G. (2022, Januar 10). *Italy Transposes into National Law the EU Single-Use Plastic Products Directive*. Inside Energy & Environment. Abgerufen am 5. Januar 2023 auf <https://www.insideenergyandenvironment.com/2022/01/italy-transposes-into-national-law-the-eu-single-use-plastic-products-directive/>
- Geisselhardt, P. (2025, März 17). *Fachgruppe BioKunststoffe—Präsentation 26.02. Und weiteres Vorgehen* [Persönliche Kommunikation].
- Geyer, R., Jambeck, J. R., & Law, K. L. (2017). Production, use, and fate of all plastics ever made. *Science Advances*, 3(7), e1700782. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1700782>
- Gioia, C., Giacobazzi, G., Vannini, M., Totaro, G., Sisti, L., Colonna, M., Marchese, P., & Celli, A. (2021). End of Life of Biodegradable Plastics: Composting versus Re/Upcycling. *ChemSusChem*, 14(19), 4167–4175. <https://doi.org/10.1002/cssc.202101226>
- GIZ. (2021). *Material choices for environment-friendly packaging design* [Analysis of existing Life Cycle Assessment (LCA) studies]. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. https://greentechknowledgehub.de/sites/default/files/2021-10/Material_choices_211020.pdf
- Glenn, G., Shogren, R., Jin, X., Orts, W., Hart-Cooper, W., & Olson, L. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances and their alternatives in paper food packaging. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 20(3), 2596–2625. <https://doi.org/10.1111/1541-4337.12726>
- González-Pleiter, M., Tamayo-Belda, M., Pulido-Reyes, G., Amariei, G., Leganés, F., Rosal, R., & Fernández-Piñas, F. (2019). Secondary nanoplastics released from a biodegradable microplastic severely impact freshwater environments. *Environmental Science: Nano*, 6(5), 1382–1392. <https://doi.org/10.1039/C8EN01427B>
- Greene, F. L. (2018). Public Reporting of Institution and Provider-Level Outcomes. In P. Hopewood & M. J. Milroy (Hrsg.), *Quality Cancer Care: Survivorship Before, During and After Treatment* (S. 13–27). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-78649-0_2
- Günther, M., & Imhof, W. (2024). Highly selective solid–liquid extraction of microplastic mixtures as a pre-preparation tool for quantitative nuclear magnetic resonance spectroscopy studies. *The Analyst*, 149(24), 5800–5811. <https://doi.org/10.1039/D4AN00991F>
- Haider, T. P., Völker, C., Kramm, J., Landfester, K., & Wurm, F. R. (2019). Plastics of the Future? The Impact of Biodegradable Polymers on the Environment and on Society. *Angewandte Chemie International Edition*, 58(1), 50–62. <https://doi.org/10.1002/anie.201805766>
- Hann, S., Sherrington, C., Jamieson, O., Hickman, M., & Bapasola, A. (2018). *Investigating Options for Reducing Releases in the Aquatic Environment of Microplastics Emitted by Products*. Eunomia. <https://www.eunomia.co.uk/reports-tools/investigating-options-for-reducing-releases-in-the-aquatic-environment-of-microplastics-emitted-by-products/>
- He, D., Luo, Y., Lu, S., Liu, M., Song, Y., & Lei, L. (2018). Microplastics in soils: Analytical methods, pollution characteristics and ecological risks. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 109, 163–172. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2018.10.006>

- Hebelstrup, K. H., Sagnelli, D., & Blennow, A. (2015). The future of starch bioengineering: GM microorganisms or GM plants? *Frontiers in Plant Science*, 6. <https://doi.org/10.3389/fpls.2015.00247>
- Hegde, S., Diaz, C. A., Dell, E. M., Trabold, T. A., & Lewis, C. L. (2021). Investigation of process parameters on the anaerobic digestion of a poly(hydroxyalkonate) film. *European Polymer Journal*, 148, 110349. <https://doi.org/10.1016/j.eurpolymj.2021.110349>
- Hidalgo-Ruz, V., Gutow, L., Thompson, R. C., & Thiel, M. (2012). Microplastics in the Marine Environment: A Review of the Methods Used for Identification and Quantification. *Environmental Science & Technology*, 46(6), 3060–3075. <https://doi.org/10.1021/es2031505>
- Hsu, W.-T., Domenech, T., & McDowall, W. (2021). How circular are plastics in the EU? – MFA of plastics in the EU and pathways to circularity. *Cleaner Environmental Systems*, 2, 9. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2020.100004>
- Hu, F., & Ragauskas, A. (2012). Pretreatment and Lignocellulosic Chemistry. *BioEnergy Research*, 5(4), 1043–1066. <https://doi.org/10.1007/s12155-012-9208-0>
- Hüffer, T., Metzelder, F., Sigmund, G., Slawek, S., Schmidt, T., & Hofmann, T. (2019). Polyethylene microplastics influence the transport of organic contaminants in soil. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 657, 242–247. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.047>
- Huo, Y., Dijkstra, F. A., Possell, M., & Singh, B. (2024). Mineralisation and priming effects of a biodegradable plastic mulch film in soils: Influence of soil type, temperature and plastic particle size. *Soil Biology and Biochemistry*, 189, 109257. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109257>
- Hüsch, R. S., Gächter, A., Moser, Y., & Nägele, H.-J. (2023). *Lebensmittelverluste und Fremdstoffe in Schweizer Grüngut* 2022/23. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/abfall/publikationen-studien/studien.html>
- IG Detailhandel. (2023). *Plastiksäckli-Verbrauch freiwillig um über 88 Prozent reduziert*. <https://ig-detailhandel.ch/de/aktuelles-und-medienmitteilungen/plastiksaeckli-verbrauch-freiwillig-um-ueber-88-prozent-reduziert>
- IK. (2024). *IK Industrievereinigung Kunststoffverpackungen e.V. Jahresbericht 2023/24*.
- Inspektorat. (2024). *Bericht zu Inspektionen 2023* [Auswertung von Konrad Schleiss, Chefinspektor, Umweko GmbH]. Inspektorat der Kompostier- und Vergärbranche Schweiz. https://www.cvis.ch/storage/website/dokumente/DE/Jahresberichte/2023_CH_Jahresbericht.pdf
- ISO. (2013). *ISO 18606 „Packaging and the environment—Organic recycling“* [International Standard]. ISO.
- ISO. (2021). *ISO 17088 „Plastics—Organic recycling—Specifications for compostable plastics“* [International Standard]. ISO.
- Istel, K., & Jedelhauser, M. (2021a). *Biologisch abbaubare Kunststoffe in der Landwirtschaft—NABU*. NABU - Naturschutzbund Deutschland e.V. <https://www.nabu.de/umwelt-und-ressourcen/ressourcenschonung/kunststoffe-und-bioplastik/30018.html>
- Istel, K., & Jedelhauser, M. (2021b). *Factsheet: Plastik in Böden: Kunststoff-Emissionen in Landwirtschaft und Gartenbau*. (No. 1. Auflage 05/2021). 1. Auflage 05/2021, Article 1. Auflage 05/2021.
- Jain, R., & Tiwari, A. (2015). Biosynthesis of planet friendly bioplastics using renewable carbon source. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 13(1), 11. <https://doi.org/10.1186/s40201-015-0165-3>
- Janczak, K., Dąbrowska, G. B., Raszewska-Kaczor, A., Kaczor, D., Hryniewicz, K., & Richert, A. (2020). Biodegradation of the plastics PLA and PET in cultivated soil with the participation of microorganisms and plants. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 155, 105087. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2020.105087>
- Jin, Y., Cai, F., Song, C., Liu, G., & Chen, C. (2022). Degradation of biodegradable plastics by anaerobic digestion: Morphological, micro-structural changes and microbial community dynamics. *Science of The Total Environment*, 834, 155167. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155167>
- Kalberer, A., Kawecki-Wenger, D., & Bucheli, T. D. (2019). Plastikströme in der Schweizer Landwirtschaft und ihr Risikopotenzial für Böden. *Agrarforschung Schweiz*, 10 (11–12), Article 10 (11–12).

- Kawecki, D., Goldberg, L., & Nowack, B. (2021). Material flow analysis of plastic in organic waste in Switzerland. *Soil Use and Management*, 37(2), 277–288. <https://doi.org/10.1111/sum.12634>
- Kawecki, D., & Nowack, B. (2019). Polymer-Specific Modeling of the Environmental Emissions of Seven Commodity Plastics As Macro- and Microplastics. *Environmental Science & Technology*, 53(16), Article 16. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02900>
- Kim, J., Park, S., Jung, S., Yun, H., Choi, K., Heo, G., Jin, H.-J., Park, S., & Kwak, H. W. (2023). Biodegradation behavior of polybutylene succinate (PBS) fishing gear in marine sedimentary environments for ghost fishing prevention. *Polymer Degradation and Stability*, 216, 110490. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2023.110490>
- Klotz, M., & Haupt, M. (2022). A high-resolution dataset on the plastic material flows in Switzerland. *Data in Brief*, 41, 108001. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2022.108001>
- Komitee Evaluation Bioplastics. (2016, Dezember 2). *Konsens für die BAW-Produkt-Bezeichnung in der Schweiz*.
- Kreutzbruch, M., Resch, J., Kabasci, S., Ivleva, N. P., Philipp, B., Jongmsa, R., & Buckley, D. H. (2021). *Plastik in der Umwelt: Quellen, Senken, Lösungsansätze: Sachstandspapier zur Bioabbaubarkeit von Kunststoffen*. QST7. <https://bmbf-plastik.de/de/publikation/qst7-sachstandspapier>
- Krieger, A. (2019, August 29). *Plastik als Risiko—Kunststoff verschmutzt die Böden – mit Folgen*. Deutschlandfunk Kultur. <https://www.deutschlandfunkkultur.de/plastik-als-risiko-kunststoff-verschmutzt-die-boeden-mit-100.html>
- Kumar, S., & Thakur, K. (2017). Bioplastics-classification, production and their potential food applications. *Journal of Hill Agriculture*, 8, 118–129. <https://doi.org/10.5958/2230-7338.2017.00024.6>
- Labelinfo.ch. (o. J.). *FAQ. Für den Durchblick im Label-Dschungel*. Abgerufen 2. Mai 2025, von <https://www.labelinfo.ch/de/faq>
- Lambert, S., & Wagner, M. (2017). Environmental performance of bio-based and biodegradable plastics: The road ahead. *Chemical Society Reviews*, 46(22), 6855–6871. <https://doi.org/10.1039/C7CS00149E>
- Lee, I., Kim, J., Lee, J., Lee, K.-W., & Seo, D. (2025). Assessment of anaerobic digestibility of amorphous polyhydroxyalkanoates (a-PHA) using the biochemical methane potential test. *Renewable Energy*, 243, 122499. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2025.122499>
- Leifheit, E. F., & Rillig, M. C. (2020). Mikroplastik in landwirtschaftlichen Böden—Eine versteckte Gefahr? *Berichte über Landwirtschaft - Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft*. <https://doi.org/10.12767/buel.v98i1.279>
- Li, R., Liu, Y., Sheng, Y., Xiang, Q., Zhou, Y., & Cizdziel, J. (2020). Effect of prothioconazole on the degradation of microplastics derived from mulching plastic film: Apparent change and interaction with heavy metals in soil. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 260. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113988>
- Lin, C., Hu, H., Zhu, H., Luan, Q., Li, Z., Wang, J., & Zhu, J. (2025). Disulfide-Driven On-Demand Degradation of the PBAT Copolymer: Stable Comprehensive Performance, Long-Term Storage, and Redox-Induced Degradation. *Macromolecules*, 58(8), 4170–4182. <https://doi.org/10.1021/acs.macromol.4c02244>
- Lin, Y., Xie, J., Xiang, Q., Liu, Y., Wang, P., Wu, Y., & Zhou, Y. (2022). Effect of propiconazole on plastic film microplastic degradation: Focusing on the change in microplastic morphology and heavy metal distribution. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 822. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153609>
- Lingling Hu, He, L., Cai, L., Wang, Y., Wu, G., Zhang, D., Pan, X., & Wang, Y.-Z. (2024). Deterioration of single-use biodegradable plastics in high-humidity air and freshwaters over one year: Significant disparities in surface physicochemical characteristics and degradation rates. *Journal of Hazardous Materials*, 465, 133170. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.133170>
- Lithner, D., Larsson, A., & Dave, G. (2011). Environmental and health hazard ranking and assessment of plastic polymers based on chemical composition. *The Science of the Total Environment*, 409(18), Article 18. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.038>

- Liu, S., Wang, Y., Liu, Z., Yang, Z., Chen, L., & Chen, B. (2024). Migration of Melamine and Its Derivatives from Melamine/Bamboo/Wheat Straw-Made Tableware Purchased from Internet Markets or Retail Shops in China. *Toxics*, 12(2), 143. <https://doi.org/10.3390/toxics12020143>
- Liu, Z., & Nowack, B. (2022). Probabilistic material flow analysis and emissions modeling for five commodity plastics (PUR, ABS, PA, PC, and PMMA) as macroplastics and microplastics☆. *Resources, Conservation and Recycling*, 179, 106071. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.106071>
- LOI no 2020-105 du 10 février 2020 relative à la lutte contre le gaspillage et à l'économie circulaire (1), TREP1902395L (2020). https://www.legifrance.gouv.fr/download/file/tlvIngK1-pPYKGFzbZJvgnB0La5rYk6ys5dm_FwTPZs=/JOE_TEXTE
- Lu, X.-M., Lu, P.-Z., Xueping Liu, & Liu, X.-P. (2020). Fate and abundance of antibiotic resistance genes on microplastics in facility vegetable soil. *Science of The Total Environment*, 709, 136276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136276>
- Lv, S., Zhang, Y., Gu, J., & Tan, H. (2017). Biodegradation behavior and modelling of soil burial effect on degradation rate of PLA blended with starch and wood flour. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 159, 800–808. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfb.2017.08.056>
- Maddela, N. R., Kakarla, D., Venkateswarlu, K., & Megharaj, M. (2023). Additives of plastics: Entry into the environment and potential risks to human and ecological health. *Journal of Environmental Management*, 348, 119364. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.119364>
- Mahalingam, S., Raimi-Abraham, B. T., Craig, D. Q., & Edirisinghe, M. (2015). Solubility–spinnability map and model for the preparation of fibres of polyethylene (terephthalate) using gyration and pressure. *Chemical Engineering Journal*, 280, 344–353.
- Maier, N. (2018). *Biologisch abbaubare Kunststoffe. Ansätze und Erfahrungswerte aus 16 Mitgliedsstaaten des EPA-Netzwerks* [Arbeitspapier]. Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/dokument/ig-plastics-arbeitspapier-biologisch-abbaubare>
- Mani, T., Frehland, S., Kalberer, A., & Burkhardt-Holm, P. (2019). Using castor oil to separate microplastics from four different environmental matrices. *Analytical Methods*, 11(13), 1788–1794. <https://doi.org/10.1039/C8AY02559B>
- McVeigh, Q. (2021, April 16). 'Forever chemicals' coat the outer layers of biodegradable straws. More evidence that harmful PFAS chemicals are sneaking into some „green“ and „compostable“ products. EHN. <https://www.ehn.org/pfas-in-straws-2652512040/defining-essential-uses-of-pfas>
- mdr.de. (o. J.). 7 Irrtümer zu Bambus, bio und abbaubar | MDR.DE. Abgerufen 17. Mai 2023, von <https://www.mdr.de/wissen/biokunststoffe-irrtuemer-102.html>
- Meng, D., Zhu, G., Sun, J., Li, H., Gu, X., & Zhang, S. (2023). Study on the biodegradation of polybutylene adipate-co-terephthalate/starch film containing deep eutectic solvent. *Journal of Environmental Management*, 332, 117419. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.117419>
- Meng, F., Yang, X., Riksen, M., Xu, M., & Geissen, V. (2021). Response of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) growth to soil contaminated with microplastics. *Science of The Total Environment*, 755, 142516. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142516>
- Merja Itävaara, Karjomaa, S., & Selin, J.-F. (2002). Biodegradation of polylactide in aerobic and anaerobic thermophilic conditions. *Chemosphere*, 46(6), 879–885. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(01\)00163-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(01)00163-1)
- Meteotest. (2024). *Bodenmessnetz*. <https://www.bodenmessnetz.ch/messwerte/datenabfrage>
- Meunier, C. (2016, Juli 19). *Vereinbarung mit Handel macht Plastiktüten kostenpflichtig* [Text]. Umweltbundesamt; Umweltbundesamt. Abgerufen am 4. Januar 2023 auf <https://www.umweltbundesamt.de/themen/vereinbarung-handel-macht-plastiktueten>
- Ministère de la Transition écologique et solidaire. (2020). *The Anti-Waste Law in the Daily Lives of the French People, what does that mean in Practice?* Ministère de la Transition écologique et solidaire. https://circulareconomy.europa.eu/platform/sites/default/files/anti-waste_law_in_the_daily_lives_of_french_people.pdf

- Mouhoubi, R., Lasschuijt, M., Ramon Carrasco, S., Gojzewski, H., & Wurm, F. R. (2022). End-of-life biodegradation? How to assess the composting of polyesters in the lab and the field. *Waste Management*, 154, 36–48. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.09.025>
- Muroi, F., Tachibana, Y., Kobayashi, Y., Sakurai, T., & Kasuya, K. (2016). Influences of poly(butylene adipate-co-terephthalate) on soil microbiota and plant growth. *Polymer Degradation and Stability*, 129, 338–346. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2016.05.018>
- Naba Kumar Kalita, Damare, N. A., Hazarika, D., Bhagabati, P., Kalamdhad, A., & Katiyar, V. (2021). Biodegradation and characterization study of compostable PLA bioplastic containing algae biomass as potential degradation accelerator. *Environmental Challenges*, 3, 100067. <https://doi.org/10.1016/j.envc.2021.100067>
- Nandakumar, A., Chuah, J.-A., & Sudesh, K. (2021). Bioplastics: A boon or bane? *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 147, 111237. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111237>
- Narancic, T., Verstichel, S., Reddy Chaganti, S., Morales-Gamez, L., Kenny, S. T., De Wilde, B., Babu Padamati, R., & O'Connor, K. E. (2018). Biodegradable Plastic Blends Create New Possibilities for End-of-Life Management of Plastics but They Are Not a Panacea for Plastic Pollution. *Environmental Science & Technology*, 52(18), 10441–10452. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02963>
- Neilley, R. (2011). *Italy becomes first EU country to ban plastic bags*. Plastics Today. <https://www.plasticstoday.com/plastics-processing/italy-becomes-first-eu-country-to-ban-plastic-bags>
- Nelson, T. F., Remke, S. C., Kohler, H.-P. E., McNeill, K., & Sander, M. (2019). Quantification of synthetic polyesters from biodegradable mulch films in soils. *Environmental science & technology*, 54(1), 266–275.
- News Service Bund. (2024). *Bundesrat eröffnet Vernehmlassung über Verordnungen im Umweltbereich*. Medienmitteilungen des Bundesrats. <https://www.news.admin.ch/de/nsb?id=103438>
- NOGA 2025 | KUBB - Anwendung zur Unterstützung der Codierung. (o. J.). Abgerufen 26. Mai 2025, von <https://www.kubb-tool.bfs.admin.ch/de/noga/2025>
- Nomadolo, N., Dada, O. E., Swanepoel, A., Mokhena, T., & Muniyasamy, S. (2022). A Comparative Study on the Aerobic Biodegradation of the Biopolymer Blends of Poly(butylene succinate), Poly(butylene adipate terephthalate) and Poly(lactic acid). *Polymers*, 14(9), 1894. <https://doi.org/10.3390/polym14091894>
- Novamont. (2019). *SCIENTIFIC RESEARCH CONFIRMS THE MARINE BIODEGRADABILITY OF MATER-BI* - Novamont—Press. https://www.novamont.it/eng/leggi_press.php?id_press=53
- Ocean Care. (2022). *Plastic Matters. A state of affairs, facts, legislation & recommended actions in Switzerland*. (An Ocean Care Report, S. 102). https://www.oceancare.org/wp-content/uploads/2023/01/OceanCare_Report_Plastic-Matters_2022_EN.pdf
- OceanCare. (2022). *Plastic Matters. A state of affairs, facts, legislation & recommended actions in Switzerland*. An OceanCare report. https://www.oceancare.org/wp-content/uploads/2023/01/OceanCare_Report_Plastic-Matters_2022_EN.pdf
- OECD. (2020). *PFASs and alternatives in food packaging (paper and paperboard): Report on the commercial availability and current uses*. OECD. <https://doi.org/10.1787/6db0c033-en>
- Oekotoxzentrum. (2020). *Ökotoxikologische Effekte von Polyacrylamid und Polyacrylat in der Landwirtschaft*. Oekotoxzentrum. <https://www.oekotoxzentrum.ch/news-publikationen/news/okotoxikologische-effekte-von-polyacrylamid-und-polyacrylat-in-der-landwirtschaft>
- Okoffo, E. D., Chan, C. M., Rauert, C., Kaserzon, S., & Thomas, K. V. (2022). Identification and quantification of micro-bioplastics in environmental samples by pyrolysis–gas chromatography–mass spectrometry. *Environmental Science & Technology*, 56(19), 13774–13785.
- ÖWAV. (2021). *„Bio-Kunststoffe“ und die biologische Abfallverwertung*. Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband (ÖWAV). <https://www.oewav.at/Kontext/WebService/SecureFileAccess.aspx?fileguid=%7B6cb724ce-71df-4216-95f2-e912b6d444cb%7D>

- Palm, E., Hasselbalch, J., Holmberg, K., & Nielsen, T. D. (2022). Narrating plastics governance: Policy narratives in the European plastics strategy. *Environmental Politics*, 31(3), 365–385. <https://doi.org/10.1080/09644016.2021.1915020>
- Pandey, A., Tyagi, R. D., & Wong, J. W. C. (2016). *CURRENT DEVELOPMENTS IN BIOTECHNOLOGY AND BIOENGINEERING*. ELSEVIER.
- Paola Bracciale, M., De Gioannis, G., Falzarano, M., Muntoni, A., Poletini, A., Pomi, R., Rossi, A., Sarasini, F., Tirillò, J., & Zonfa, T. (2024). Disposable Mater-Bi® bioplastic tableware: Characterization and assessment of anaerobic biodegradability. *Fuel*, 355, 129361. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2023.129361>
- Payanthoth, N. S., Mut, N. N. N., Samanta, P., Li, G., & Jung, J. (2024). A review of biodegradation and formation of biodegradable microplastics in soil and freshwater environments. *Applied Biological Chemistry*, 67(1), 110. <https://doi.org/10.1186/s13765-024-00959-7>
- Philipp, M., Bucheli, T. D., & Kaegi, R. (2022). The use of surrogate standards as a QA/QC tool for routine analysis of microplastics in sewage sludge. *Science of The Total Environment*, 835, 155485. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155485>
- Pischedda, A., Tosin, M., & Degli-Innocenti, F. (2019). Biodegradation of plastics in soil: The effect of temperature. *Polymer Degradation and Stability*, 170, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.109017>
- Plastics and Human Health*. (o. J.). Abgerufen 10. Juni 2024, von <https://www.genevaenvironmentnetwork.org/resources/updates/plastics-and-health/>
- PlasticsEurope. (2023). *Weltweite Kunststoffproduktion bis 2022*. Statista. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/167099/umfrage/weltproduktion-von-kunststoff-seit-1950/>
- Punia, B. S., Whiteside, W. S., Ashogbon, A. O., & Kumar, M. (2021). Recent advances in thermoplastic starches for food packaging: A review. *Food Packaging and Shelf Life*, 30, 100743. <https://doi.org/10.1016/j.fpsl.2021.100743>
- Qi, Y., Yang, X., Pelaez, A. M., Huerta Lwanga, E., Beriot, N., Gertsen, H., Garbeva, P., & Geissen, V. (2018). Macro- and micro- plastics in soil-plant system: Effects of plastic mulch film residues on wheat (*Triticum aestivum*) growth. *Science of The Total Environment*, 645, 1048–1056. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.229>
- Qianzhi Zeng, Jinxun Xiang, Chunyu Yang, Chunyu Yang, Jingxin Wu, Yang Li, Yuanze Sun, Qiangwei Liu, Shengnan Shi, & Zheng Gong. (2022). Microplastics affect nitrogen cycling and antibiotic resistance genes transfer of sediment. *Chemical Engineering Journal*, 454, 140193–140193. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2022.140193>
- Qin, M., Chen, C., Song, B., Shen, M., Cao, W., Yang, H., Zeng, G., & Gong, J. (2021). A review of biodegradable plastics to biodegradable microplastics: Another ecological threat to soil environments? *Journal of Cleaner Production*, 312, 127816. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127816>
- Quade, J., López-Ibáñez, S., & Beiras, R. (2023). UV Dosage Unveils Toxic Properties of Weathered Commercial Bioplastic Bags. *ENVIRONMENTAL SCIENCE & TECHNOLOGY*, 57(40), 14807–14816. <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c02193>
- Rai, M., Pant, G., Pant, K., Aloo, B., Kumar, G., Singh, H., & Tripathi, V. (2023). Microplastic Pollution in Terrestrial Ecosystems and Its Interaction with Other Soil Pollutants: A Potential Threat to Soil Ecosystem Sustainability. *RESOURCES-BASEL*, 12(6). <https://doi.org/10.3390/resources12060067>
- Ramos, L., Berenstein, G., Hughes, E., Zalts, A., & Montserrat, J. (2015). Polyethylene film incorporation into the horticultural soil of small periurban production units in Argentina. *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT*, 523, 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.142>
- Read, T., Chaléat, C., Laycock, B., Pratt, S., Lant, P., & Chan, C. M. (2024). Lifetimes and mechanisms of biodegradation of polyhydroxyalkanoate (PHA) in estuarine and marine field environments. *Marine Pollution Bulletin*, 209, 117114. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.117114>
- Rebelo, R. C., Gonçalves, L. P. C., Fonseca, A. C., Fonseca, J., Rola, M., Coelho, J. F. J., Rola, F., & Serra, A. C. (2022). Increased degradation of PLA/PBAT blends with organic acids and derivatives in outdoor

- weathering and marine environment. *Polymer*, 256, 125223. <https://doi.org/10.1016/j.polymer.2022.125223>
- Rillig, M. C. (2012). Microplastic in Terrestrial Ecosystems and the Soil? *Environmental Science & Technology*, 46(12), Article 12. <https://doi.org/10.1021/es302011r>
- Romano, I., Ventorino, V., Schettino, M., Magaraci, G., & Pepe, O. (2024). Changes in Soil Microbial Communities Induced by Biodegradable and Polyethylene Mulch Residues Under Three Different Temperatures. *Microbial Ecology*, 87(1), 101. <https://doi.org/10.1007/s00248-024-02420-0>
- Rudnik, E., Milanov, N., Matuschek, G., & Kettrup, A. (2007). Ecotoxicity of biocomposites based on renewable feedstock – Preliminary studies. *Chemosphere*, 70(2), 337–340. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.026>
- Rüegg, P. (2022). *Wie Plastik wirklich biologisch abgebaut wird*. ETH Zürich. <https://ethz.ch/de/news-und-veranstaltungen/eth-news/news/2022/10/biologischer-abbau-von-plastikfolien-im-boden.html>
- Rychter, P., Kawalec, M., Sobota, M., Kurcok, P., & Kowalczyk, M. (2010). Study of Aliphatic-Aromatic Copolyester Degradation in Sandy Soil and Its Ecotoxicological Impact. *Biomacromolecules*, 11(4), 839–847. <https://doi.org/10.1021/bm901331t>
- Sagnelli, D., Hebelstrup, K. H., Leroy, E., Rolland-Sabaté, A., Guilois, S., Kirkensgaard, J. J. K., Mortensen, K., Lourdin, D., & Blennow, A. (2016). Plant-crafted starches for bioplastics production. *Carbohydrate Polymers*, 152, 398–408. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2016.07.039>
- Samir, A., Ashour, F. H., Hakim, A. A. A., & Bassyouni, M. (2022). Recent advances in biodegradable polymers for sustainable applications. *Npj Materials Degradation*, 6(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41529-022-00277-7>
- Saw-Peng Yew, Tang, H.-Y., & Sudesh, K. (2006). Photocatalytic activity and biodegradation of polyhydroxybutyrate films containing titanium dioxide. *Polymer Degradation and Stability*, 91(8), 1800–1807. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2005.11.011>
- Schaidler, L. A., Balan, S. A., Blum, A., Andrews, D. Q., Strynar, M. J., Dickinson, M. E., Lunderberg, D. M., Lang, J. R., & Peaslee, G. F. (2017). Fluorinated Compounds in U.S. Fast Food Packaging. *Environmental Science & Technology Letters*, 4(3), 105–111. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00435>
- Scheurer, M., & Bigalke, M. (2018). Microplastics in Swiss Floodplain Soils. *Environmental Science & Technology*, 52(6), 3591–3598. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b06003>
- Schick, S., Groten, R., & Seide, G. H. (2023). Performance Spectrum of Home-Compostable Biopolymer Fibers Compared to a Petrochemical Alternative. *Polymers*, 15(6), 1372. <https://doi.org/10.3390/polym15061372>
- Schleiss, K. (2017). *Bericht zur Analyse von Fremdstoffen in Kompost und festem Gärgut der Kompostier- und Vergärungsanlagen in der Schweiz gemäss ChemRRV (Chemikalien-Risikoreduktions-Verordnung)*. Herausgeber: Verein Inspektorat; Bundesamt für Umwelt (BAFU). Grenchen: UMWEKO GmbH., 85.
- Schöpfer, L., Menzel, R., Schnepf, U., Ruess, L., Marhan, S., Brümmer, F., Pagel, H., & Kandeler, E. (2020). Microplastics Effects on Reproduction and Body Length of the Soil-Dwelling Nematode *Caenorhabditis elegans*. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00041>
- Schulte-Loosen, A. (2021, Februar). *Bio-Additive für nachhaltige Kunststoffe—Fraunhofer INT*. Fraunhofer-Institut für Naturwissenschaftlich-Technische Trendanalysen INT. <https://www.int.fraunhofer.de/de/geschaeftsfelder/corporate-technology-foresight/trend-news/bio-additive-fuer-nachhaltige-kunststoffe.html>
- Schwarzmann, P. (with ILLIG Maschinenbau GmbH & Co. KG). (2016). *Thermoformen in der Praxis* (3., neu bearbeitete und erweiterte Auflage). Hanser. <https://doi.org/10.3139/9783446449480>
- Seo, Y., Lai, Y., Chen, G., Dearnaley, J., Wang, S., Liu, X., & Song, P. (2025). Quantification of microplastics in agricultural soils by total organic carbon -solid sample combustion analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 490, 137841. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2025.137841>
- Šerá, J., Serbruyns, L., De Wilde, B., & Koutný, M. (2020). Accelerated biodegradation testing of slowly degradable polyesters in soil. *Polymer Degradation and Stability*, 171, 109031. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.109031>

- Serrano-Ruíz, H., Martín-Closas, L., & Pelacho, A. M. (2018). Application of an in vitro plant ecotoxicity test to unused biodegradable mulches. *Polymer Degradation and Stability*, 158, 102–110. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2018.10.016>
- Sevil V. Afshar, Boldrin, A., Christensen, T. H., Corami, F., Daugaard, A. E., Rosso, B., & Hartmann, N. B. (2025). Disintegration of commercial biodegradable plastic products under simulated industrial composting conditions. *Scientific Reports*, 15(1), 8569. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-91647-z>
- Sforzini, S., Oliveri, L., Chinaglia, S., & Viarengo, A. (2016). Application of Biotests for the Determination of Soil Ecotoxicity after Exposure to Biodegradable Plastics. *Frontiers in Environmental Science*, 4. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00068>
- Shruti, V. C., & Kutralam-Muniasamy, G. (2019). Bioplastics: Missing link in the era of Microplastics. *Science of The Total Environment*, 697, 134139. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134139>
- Sieber, R., Kawecki, D., & Nowack, B. (2020). Dynamic probabilistic material flow analysis of rubber release from tires into the environment. *Environmental Pollution*, 258, 113573. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113573>
- Sintim, H. Y., Bary, A. I., Hayes, D. G., Wadsworth, L. C., Anunciado, M. B., English, M. E., Bandopadhyay, S., Schaeffer, S. M., DeBruyn, J. M., Miles, C. A., Reganold, J. P., & Flury, M. (2020). In situ degradation of biodegradable plastic mulch films in compost and agricultural soils. *Science of The Total Environment*, 727, 138668. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138668>
- Slezak, R., Krzystek, L., Puchalski, M., Krucińska, I., & Sitarski, A. (2023). Degradation of bio-based film plastics in soil under natural conditions. *Science of The Total Environment*, 866, 161401. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161401>
- SNV. (2000). *EN 13432 „Verpackung—Anforderungen an die Verwertung von Verpackungen durch Kompostierung und biologischen Abbau—Prüfschema und Bewertungskriterien für die Einstufung von Verpackungen“* [Europäische Norm]. SNV, CEN.
- SNV. (2007). *EN 14995 „Kunststoffe—Bewertung der Kompostierbarkeit—Prüfschema und Spezifikationen“* [Europäische Norm]. SNV, CEN.
- SNV. (2016). *Kleines 1×1 der Normung—Ein praxisorientierter Leitfaden*. Schweizerische Normen-Vereinigung (SNV). https://www.snv.ch/files/content/Dokumente/Flyer/SNV_1x1_Brosch_D.pdf
- SNV. (2018a). *EN 17033 „Kunststoffe—Biologisch abbaubare Mulchfolien für den Einsatz in Landwirtschaft und Gartenbau—Anforderungen und Prüfverfahren“* [Europäische Norm]. SNV, CEN.
- SNV. (2018b). *SN EN ISO 15985:2018*. Schweizerische Normen-Vereinigung (SNV). <https://connect.snv.ch/de/sn-en-iso-15985-2018>
- SNV. (2022). *EN 17427 „Verpackung—Anforderungen an und Prüfmethode für heimkompostierbare Tragetaschen in einer kontrollierten Heimkompostieranlage“* [Europäische Norm]. SNV, CEN.
- SNV. (2025a). *Häufig gestellte Fragen und Antworten (FAQ)*. <https://www.snv.ch/de/faq.html#frage-16>
- SNV. (2025b). *SNV-Connect* [Der Schweizer Normenshop]. Schweizerische Normen-Vereinigung SNV. <https://www.google.com/search?client=firefox-b-e&channel=entpr&q=snv+connect>
- Souza, P. M. S., Corroqué, N. A., Morales, A. R., Marin-Morales, M. A., & Mei, L. H. I. (2013). PLA and Organoclays Nanocomposites: Degradation Process and Evaluation of ecotoxicity Using *Allium cepa* as Test Organism. *Journal of Polymers and the Environment*, 21(4), 1052–1063. <https://doi.org/10.1007/s10924-013-0604-0>
- Stärkeblend. (2023). In *Wikipedia*. <https://de.wikipedia.org/w/index.php?title=St%C3%A4rkeblend&oldid=233386157>
- Su, P., Wang, J., Zhang, D., Chu, K., Yao, Y., Sun, Q., Luo, Y., Zhang, R., Su, X., Wang, Z., Bu, N., & Li, Z. (2022). Hierarchical and cascading changes in the functional traits of soil animals induced by microplastics: A meta-analysis. *Journal of Hazardous Materials*, 440, 129854. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129854>

- Sun, W., Meng, Z., Li, R., Zhang, R., Jia, M., Yan, S., Tian, S., Zhou, Z., & Zhu, W. (2021). Joint effects of microplastic and dufulin on bioaccumulation, oxidative stress and metabolic profile of the earthworm (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*, 263, 128171. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128171>
- Sun, X., Withana, P., Palansooriya, K., Vithanage, M., Yang, X., Lee, S., Bank, M., You, S., & Ok, Y. (2024). Impacts of microplastics on terrestrial plants: A critical review. *LAND DEGRADATION & DEVELOPMENT*. <https://doi.org/10.1002/ldr.5026>
- Swiss Recycle. (2021). *EU-Plastik-Strategie und ihre Relevanz für die Schweiz*. Swiss Recycling. <https://swissrecycle.ch/de/aktuell/detail/eu-plastik-strategie>
- Swiss Recycle. (2023). *Neue Materialien und Bioplastics—Fluch oder Segen?* Swiss Recycling. <https://swissrecycle.ch/de/aktuell/detail/neue-materialien-und-bioplastics-fluch-oder-segen>
- Swiss Recycle. (2024). *Leitfaden Piktogramme—Richtige Kennzeichnung und Produktebeschreibung*. Swiss Recycle. https://swissrecycle.ch/fileadmin/user_upload/bilder/Firmen/Piktogramme_Pakete/Leitfaden_Piktogramm_e_2024.pdf
- Swiss Recycle. (2025a). *Geschichte*. Swiss Recycling. <https://swissrecycle.ch/de/ueber-uns/geschichte>
- Swiss Recycle. (2025b). *Kunststoff*. Swiss Recycling. <https://swissrecycle.ch/de/wertstoffe-wissen/wertstoffe/kunststoff>
- Swiss Recycle. (2025c). *Piktogramme*. Swiss Recycling. <https://swissrecycle.ch/de/gemeinden-sammelstellen/piktogramme>
- Swiss Retail Federation. (2025). *Verpflichtung, keine Gratis-Plastiksäcke abzugeben, bleibt bestehen* -. <https://www.swiss-retail.ch/medienmitteilung/lengagement-a-ne-pas-distribuer-de-sacs-plastiques-gratuits-reste-entier/>
- Swiss Retail Federation, & IG Detailhandel Schweiz. (2016). *Freiwillige Branchenvereinbarung zu Einweg-Plastiksäcken: Der Weg ist frei für die Umsetzung* [Medienmitteilung vom 22. September 2016]. <https://ig-detailhandel.ch/de/aktuelles-und-medienmitteilungen/freiwillige-branchenvereinbarung-zu-einweg-plastiksaecken>
- Tang, S., Liu, H., Zhu, E., Zhao, T., Wang, Z., Jiao, T., Zhang, Q., & Yuan, D. (2022). Boosting peroxydisulfate Fenton-like reaction by protocatechuic acid chelated-Fe²⁺ with broad pH range. *Separation and Purification Technology*, 301, 122056. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2022.122056>
- Timshina, A., Aristizabal-Henao, J. J., Da Silva, B. F., & Bowden, J. A. (2021). The last straw: Characterization of per- and polyfluoroalkyl substances in commercially-available plant-based drinking straws. *Chemosphere*, 277, 130238. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130238>
- Tittlemier, S. A., Pepper, K., Seymour, C., Moisey, J., Bronson, R., Cao, X.-L., & Dabeka, R. W. (2007). Dietary Exposure of Canadians to Perfluorinated Carboxylates and Perfluorooctane Sulfonate via Consumption of Meat, Fish, Fast Foods, and Food Items Prepared in Their Packaging. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55(8), 3203–3210. <https://doi.org/10.1021/jf0634045>
- Tong, H., Hu, X., Zhong, X., & Jiang, Q. (2021). Adsorption and Desorption of Triclosan on Biodegradable Polyhydroxybutyrate Microplastics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(1), Article 1. <https://doi.org/10.1002/etc.4902>
- Tophinke, A. H., Joshi, A., Baier, U., Hufenus, R., & Mitrano, D. M. (2022). Systematic development of extraction methods for quantitative microplastics analysis in soils using metal-doped plastics. *Environmental Pollution*, 311, 119933. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119933>
- Tosin, M., Barbale, M., Chinaglia, S., & Degli-Innocenti, F. (2020). Disintegration and mineralization of mulch films and leaf litter in soil. *Polymer Degradation and Stability*, 179, 109309. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2020.109309>
- Tosin, M., Pischedda, A., & Degli-Innocenti, F. (2019). Biodegradation kinetics in soil of a multi-constituent biodegradable plastic. *Polymer Degradation and Stability*, 166, 213–218. <https://doi.org/10.1016/j.polymdegradstab.2019.05.034>

- TÜV Austria. (o. J.). Lösung: OK compost HOME. TÜV AUSTRIA. Abgerufen 17. Dezember 2024, von <https://www.tuv.at/ok-compost-home/>
- TÜV Austria. (2012). *Certification Scheme OK 10—OK biodegradable SOIL* (OK biodegradable SOIL : Initial acceptance tests No. Program OK 10). TÜV Austria Belgium. https://be.tuvaustria.com/wp-content/uploads/sites/73/2024/03/CS-OK10-EN_OK_biodegradable_SOIL.pdf
- TÜV Austria. (2021). *Zertifizierung von Bioplastik: EN13432, Kompostierbar, Biologisch abbaubar, Biobasiert* (S. 5). TÜV AUSTRIA Deutschland GmbH. https://de.tuvaustria.com/wp-content/uploads/sites/8/2023/03/Zertifizierung_von_Bioplastik_TUEV_AUSTRIA_Deutschland.pdf
- TÜV Austria. (2022). *Certification Scheme OK 01—OK compost INDUSTRIAL*. TÜV Austria. https://www.tuv-at.be/fileadmin/user_upload/docs/download-documents/CS/CS-OK01-EN_OK_compost_INDUSTRIAL.pdf
- Wang, F., Zhang, X., Zhang, S., Zhang, S., & Sun, Y. (2020). Interactions of microplastics and cadmium on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in an agricultural soil. *Chemosphere*, 254, 126791. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126791>
- Wang, J., Liu, X., Li, Y., Powell, T., Wang, X., Wang, G., & Zhang, P. (2019). Microplastics as contaminants in the soil environment: A mini-review. *Science of The Total Environment*, 691, 848–857. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.209>
- Wang, L., Chang, R., Ren, Z., Meng, X., Li, Y., & Gao, M. (2024). Mature compost promotes biodegradable plastic degradation and reduces greenhouse gas emission during food waste composting. *Science of The Total Environment*, 926, 172081. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172081>
- Wang, X., Chen, K., Liu, Y., He, R., & Wang, Q. (2023). Preparation and application of biodegradable and superhydrophobic polylactic acid/carnauba wax coating. *Progress in Organic Coatings*, 177, 107434. <https://doi.org/10.1016/j.porgcoat.2023.107434>
- Wang, Y., Ding, K., Ren, L., Peng, A., & Zhou, S. (2022). Biodegradable Microplastics: A Review on the Interaction with Pollutants and Influence to Organisms. *BULLETIN OF ENVIRONMENTAL CONTAMINATION AND TOXICOLOGY*, 108(6), 1006–1012. <https://doi.org/10.1007/s00128-022-03486-7>
- Wang, Y., Hou, B., Huang, L., Li, B., Liu, S., He, M., Chen, Q., & Li, J. (2023). Study on Properties and Degradation Behavior of Poly (Adipic Acid/Butylene Terephthalate-Co-Glycolic Acid) Copolyester Synthesized by Quaternary Copolymerization. *International Journal of Molecular Sciences*, 24(7), 6451. <https://doi.org/10.3390/ijms24076451>
- Wiesinger, H., Wang, Z., & Hellweg, S. (2021). Deep Dive into Plastic Monomers, Additives, and Processing Aids. *Environmental Science & Technology*, 55(13), 9339–9351. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c00976>
- Wilke, C. (2019, Juni 4). Chemicals in biodegradable food containers can leach into compost. *Science News*. <https://www.sciencenews.org/article/pfas-chemicals-biodegradable-food-containers-compost>
- Wilke, S. (2024). *Verpackungsabfälle* [Text]. Umweltbundesamt; Umweltbundesamt. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/ressourcen-abfall/verwertung-entsorgung-ausgewaehlter-abfallarten/verpackungsabfaelle>
- Witt, U., Einig, T., Yamamoto, M., Kleeberg, I., Deckwer, W.-D., & Müller, R.-J. (2001). Biodegradation of aliphatic aromatic copolyesters: Evaluation of the final biodegradability and ecotoxicological impact of degradation intermediates. *Chemosphere*, 44, 289–299.
- Wu, X., Pan, J., Li, M., Li, Y., Bartlam, M., & Wang, Y. (2019). Selective enrichment of bacterial pathogens by microplastic biofilm. *Water Research*, 165, 114979. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114979>
- Xu, Z., Qian, X., Wang, C., Zhang, C., Tang, T., Zhao, X., & Li, L. (2020). Environmentally relevant concentrations of microplastic exhibits negligible impacts on thiacloprid dissipation and enzyme activity in soil. *ENVIRONMENTAL RESEARCH*, 189. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109892>
- Yanan Ren, Hu, J., Yang, M., & Weng, Y. (2019). Biodegradation Behavior of Poly (Lactic Acid) (PLA), Poly (Butylene Adipate-Co-Terephthalate) (PBAT), and Their Blends Under Digested Sludge Conditions.

- Journal of Polymers and the Environment*, 27(12), 2784–2792. <https://doi.org/10.1007/s10924-019-01563-3>
- Yang, W., Cheng, P., Adams, C. A., Zhang, S., Sun, Y., Yu, H., & Wang, F. (2021). Effects of microplastics on plant growth and arbuscular mycorrhizal fungal communities in a soil spiked with ZnO nanoparticles. *Soil Biology and Biochemistry*, 155, 108179. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108179>
- Yang, X., Bento, C., Chen, H., Zhang, H., Xue, S., Lwanga, E., Zomer, P., Ritsema, C., & Geissen, V. (2018). Influence of microplastic addition on glyphosate decay and soil microbial activities in Chinese loess soil. *ENVIRONMENTAL POLLUTION*, 242, 338–347. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.006>
- Zhang, C., Lei, Y., Qian, J., Qiao, Y., Liu, J., Li, S., Dai, L., Sun, K., Guo, H., Sui, G., & Jing, W. (2021). Sorption of organochlorine pesticides on polyethylene microplastics in soil suspension. *ECOTOXICOLOGY AND ENVIRONMENTAL SAFETY*, 223. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112591>
- Zhang, G. S., & Liu, Y. F. (2018). The distribution of microplastics in soil aggregate fractions in southwestern China. *Science of The Total Environment*, 642, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.004>
- Zhang, Y., Lu, J., Wu, J., Wang, J., & Luo, Y. (2020). Potential risks of microplastics combined with superbugs: Enrichment of antibiotic resistant bacteria on the surface of microplastics in mariculture system. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 187, 109852. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109852>
- ZHAW. (2024). *Quickstart Guide to Successful Composting—Experts home composting* (S. 5). ZHAW Zurich University of Applied Sciences - ICBT Institute of Chemistry and Biotechnology.
- Zhou, Y., Wang, J., Zou, M., Jia, Z., Zhou, S., & Li, Y. (2020). Microplastics in soils: A review of methods, occurrence, fate, transport, ecological and environmental risks. *The Science of the Total Environment*, 748, 141368. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141368>
- Zhu, D., Jun Ma, Ma, J., Li, G., Gang Li, Matthias C. Rillig, Rillig, M. C., & Zhu, Y.-G. (2021). Soil plastispheres as hotpots of antibiotic resistance genes and potential pathogens. *The ISME Journal*, 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41396-021-01103-9>
- Zimmermann, L., Dombrowski, A., Völker, C., & Wagner, M. (2020). Are bioplastics and plant-based materials safer than conventional plastics? In vitro toxicity and chemical composition. *Environment International*, 145, 106066. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106066>

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Oben: Abgrenzung konventioneller Kunststoffe von Biokunststoffen (Verändert nach Kreutzbruch et al., 2021). Unten: Einordnung der Begriffe Werkstoff bzw. BAW und Kunststoff bzw. BAK (Abbildung Teller: Pacovis. Beutel: Biomat).....	35
Abbildung 2: In der Umfrage erfasste BAW-Materialgruppen (Referenzjahr 2022); Materialien mit geringen Mengenanteilen werden zusätzlich vergrössert dargestellt.	45
Abbildung 3: Rückgemeldete im Jahr 2022 in der Schweiz in Umlauf gebrachten BAW-Produkte; Produkte mit geringen Mengenanteilen werden zusätzlich vergrössert dargestellt. (Abkürzungen in den Legenden: LM = Lebensmittel, GaLa = Garten und Landschaft, LW = Landwirtschaft).....	46
Abbildung 4: Globale Produktionskapazitäten von biobasierten und abbaubaren Kunststoffen 2024 (Marktsegmente nach Polymeren) (European Bioplastics e.V., nova-Institute, 2024, übersetzt) ...	47
Abbildung 5: Schema und Vergleich der Prüfungen, die im Rahmen der europäischen und internationalen Normen in den Bereichen industrielle Kompostierung, Heim- und Gartenkompostierung und Anwendung mit Verbleib im Boden von Kunststoffen und Kunststoffverpackungen durchgeführt werden müssen; blau hinterlegt: Anwendungsbereich der Norm; blau gerahmt: Prüfung; grau hinterlegt: ausgewählte Prüfparameter resp. Tests, die im Rahmen der Prüfungen angewandt werden.	54
Abbildung 6: Grünabfallbeutel mit Gitterdruck.	63
Abbildung 7: Systematische Einordnung biologisch abbaubarer Polymere anhand ihrer Herkunft und Syntheseroute. Unterschiede innerhalb einzelner Polymergruppen, z. B. hinsichtlich des Kristallinitätsgrades bei PLA, werden aufgeführt, sofern entsprechende Bezeichnungen in der Literatur gebräuchlich sind.	100
Abbildung 8: Schematische Darstellung der Unterschiede zwischen Blend, Compound und Komposit. Blend: Mischung zweier Polymere (Polymer A und Polymer B). Blends beinhalten meist auch Additive (nicht dargestellt). Compound: Kombination eines Polymers mit einem Additiv. Komposit: Verbindung eines Compounds mit einem Verstärkungsmaterial zur Erzeugung eines Komposits.....	101
Abbildung 9: Schema der stärkebasierten BAW. Basierend auf dem Verarbeitungsprozess sowie den eingesetzten Additiven oder weiteren Polymeren entstehen Stoffe, die sich in ihrem Verhalten deutlich unterscheiden können.....	102
Abbildung 10: Schema der cellulosebasierten BAW. Je nach eingesetztem Prozess entstehen Werkstoffe mit deutlich unterschiedlichem Verhalten und Eigenschaften.	103
Abbildung 11: Freisetzungsmenge ist die gesamte Menge, welche in die Umwelt gelangt. Die Eintragsmenge ist der Anteil, der nach möglichen Massnahmen und Rückhalte Mechanismen tatsächlich in der Umwelt zurückbleibt.	108
Abbildung 12: Modellierung des jährlichen Eintrags von Mikro- und Makroplastik in die Schweizer Böden und Oberflächengewässer von den sieben handelsüblichen Kunststoffen Polyethylen (in den beiden Dichten HDPE / LDPE), Polypropylen (PP), Polystyrol (PS / expandiert als EPS), Polyvinylchlorid (PVC) und Polyethylenterephthalat (PET) (Kawecki & Nowack, 2019).	112
Abbildung 13: Modellierung des jährlichen Eintrags von Mikro- und Makroplastik in die Schweizer Böden und Oberflächengewässer von den fünf handelsüblichen Kunststoffen Polyurethan (PUR), Acrylnitril-Butadien-Styrol (ABS), Polyamid (PA), Polycarbonat (PC) und Polymethylmethacrylat (PMMA) (Z. Liu & Nowack, 2022).....	113
Abbildung 14: Schematische Darstellung der verschiedenen Schritte im Laufe des biologischen Abbaus	126
Abbildung 15: Boden- und Lufttemperatur in einer exemplarischen Gemeinde im Schweizer Mittelland für den Zeitraum 25.01.2023 – 25.01.2024 (Meteotest, 2024). Gestrichelte Linie (rot) = Standardtemperatur bei Abbauprüfungen im Boden.	129

Abbildung 16: Datenbankschema (erstellt mit https://dbdiagram.io), gruppiert nach Einträgen (o.l.), Abbau (u.l.), Ökotoxizität (u.r.) und Produkte (o.r.)	177
Abbildung 17: Globale Produktionskapazitäten von Biokunststoffen im Jahr 2020 (European Bioplastics, nova-Institute, 2023).	197
Abbildung 18: Prognostizierte, globale Produktionskapazitäten von Biokunststoffen im Jahr 2027 (European Bioplastics, nova-Institute, 2022).	197
Abbildung 19: Dichten ausgewählter Kunststoffe (Hidalgo-Ruz et al., 2012)	201
Abbildung 20: Zweistufige Lösungsmittlextraktion (hier mit Methanol und Tetrahydrofuran (THF)) zur Isolierung von Kunststoffen aus organischer Matrix (Dierkes et al., 2019)	202
Abbildung 21: Oben: Infrarotspektroskopie (Photoakustische Detektion). Unten: Nahinfrarotspektroskopie (Reflexion). Abbildung übernommen von BIOSWEET Vorstudie, ZHAW-ICBT (unveröffentlicht).	203
Abbildung 22: Pyrolyse-GC-MS Spektrogramme welche nach der Extraktion und Analyse von PLA, PBS und PBAT erhalten wurden (Okoffo et al., 2022). PBS und PBAT könnten anhand spezifischer Peaks, welche nicht mit den Peaks der anderen Kunststoffe überlappen, identifiziert werden (rot hervorgehoben).	204
Abbildung 23: Analyse von PBAT in Böden mittels Extraktion und quantitativer NMR-Analyse. Abbildung übernommen von Nelson et al. (2019).	205
Abbildung 24: Links: Standard NMR Gerät (Quelle: bruker.com); Rechts: Benchtop-NMR Gerät (Quelle: magtitek.com). Der geringe Platzbedarf und vergleichsweise niedrige Preis von Benchtop-NMR Geräten ermöglichen eine verbreitete Anwendung entsprechender Analysemethoden.	206
Abbildung 25: Verwendetes ASE-Gerät für Extraktionsversuche.	207
Abbildung 26: Vergleich IR-Spektrum von reinem PBAT (blau) mit dem IR-Spektrum von in den Versuchen extrahiertem PBAT (rot).	208
Abbildung 27: NMR-Analyse der im Projekt ausgewählten Kunststoffe. Ein Mix aus PBAT, PBS, PLA, PHB, PET und PE wurde mittels Chloroform aus Sand extrahiert und das Extrakt analysiert. Den einzelnen Kunststoffen können in den Spektren spezifische Peaks zugeordnet werden (A-E). PE ist nicht sichtbar aufgrund unzureichender Extraktion. Links: Spektrum 500 MHz Standard-NMR; Rechts: Spektrum 80 MHz Benchtop-NMR.	209
Abbildung 28: NMR-Analyse der im Projekt ausgewählten Kunststoffe. Ein Mix aus PBAT, PBS, PLA, PHB, PET und PE wurde mittels Chloroform aus verschiedenen Matrizen (Sand, Boden, Kompost, Gärgut) extrahiert und das Extrakt analysiert. Die einzelnen Kunststoffe wurden anhand spezifischer Peaks im NMR-Spektrum quantifiziert und die Wiederfindungsrate ermittelt (PE nicht aufgeführt aufgrund unzureichender Extraktion). Die Wiederfindungsraten wurden zwischen einem Standard-NMR (500 MHz) und einem Benchtop-NMR (80 MHz) verglichen. Wiederfindungsraten >100 % können auf mögliche Verunreinigungen der Matrix zurückgeführt werden.	210
Abbildung 29: Vergleich der Wiederfindungsrate von Standard-NMR (500 MHz) und Benchtop-NMR (80 MHz). Ein Mix aus PBAT, PBS, PLA, PHB, PET und PE wurde mittels Chloroform aus verschiedenen Matrizen (Sand, Boden, Kompost, Gärgut) extrahiert und das Extrakt analysiert. Die einzelnen Kunststoffe wurden anhand spezifischer Peaks im NMR-Spektrum quantifiziert und die Wiederfindungsrate ermittelt (PE nicht aufgeführt aufgrund unzureichender Extraktion).	211
Abbildung 30: NMR-Analyse der im Projekt ausgewählten Kunststoffe. Ein Mix aus PBAT, PBS, PLA, PET und PE wurde mittels DMSO aus einer Sandmatrix extrahiert und das Extrakt analysiert. Die einzelnen Kunststoffe wurden anhand spezifischer Peaks im NMR-Spektrum quantifiziert und die Wiederfindungsrate ermittelt. Die Wiederfindungsraten wurden zwischen einem Standard-NMR (500 MHz) und einem Benchtop-NMR (80 MHz) verglichen. Wiederfindungsraten >100 % können auf Matrixeffekte zurückgeführt werden.	212
Abbildung 31: Aufnahme der sphärischen Kontrollpartikeln auf einem FT-IR-Filter unter sichtbarem Licht (links) und UV-Belichtung (rechts).	213

Abbildung 32: Schematisches Ergebnis der Extraktion: Die Stoffinformationen jedes Partikels und ein qualitativ hochwertiges Bild mit der Nummerierung.	214
Abbildung 33: Schematischer Ablauf der Probenaufbereitung.	215
Abbildung 34: FT-IR-Filter mit den Filterrückständen aus den Matrizen Boden (links), Kompost (Mitte) und Gärgut (rechts).	216
Abbildung 35: ATR-Spektren der zu untersuchenden BAW und Kontrollpolymere.	217
Abbildung 36: Resultate der Wiederfindungsversuche von fluoreszierenden Partikeln in Bodenproben.	218
Abbildung 37: Ein zusammengesetztes Bild eines FT-IR-Filters mit den nummerierten Partikeln (links) und ein Ausschnitt der Ergebnisse in der Excel-Auswertung mit den wichtigsten Informationen (rechts).	219
Abbildung 38: Bildaufnahme am FT-IR-Mikroskop (links) und Keyence-Mikroskop (rechts).....	219
Abbildung 39: Fragebogen für das Verzeichnis der Akteure	248

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht der Forschungseinheiten im DACH-Raum, welche sich zum Zeitpunkt der Studie mit Mikroplastik im Boden beschäftigen (nicht abschliessend).....	37
Tabelle 2: Übersicht bestehender Datenbanken und Informationsplattformen zu BAW (nicht abschliessend).....	38
Tabelle 3: Übersicht von in der Schweiz und der EU geltenden Normen zur Überprüfung und Bewertung der industriellen Kompostierbarkeit, Abbaubarkeit in Heim- und Gartenkompost und Abbaubarkeit in Boden von Kunststoffen in verschiedenen Anwendungsbereichen.....	53
Tabelle 4: In der Schweiz und EU geltende Grenzwerte von gefährlichen Stoffen, die in Kunststoffen gemäss SN EN 13432:2000 und SN EN 14995:2007 (industrielle Kompostierung), SN EN 17427: 2022 (Heim- und Gartenkompost) und SN EN 17033:2018 und ISO 23517: 2021 (Boden) nicht überschritten werden dürfen (TS = Trockensubstanz).	54
Tabelle 5: Übersicht von in der Schweiz und der EU geltenden Normen zur Überprüfung des biologischen Abbaus von Kunststoffen in Kompost, Boden und anaerober Vergärung mit ausgewählten Versuchsparametern.....	60
Tabelle 6: Verbreitete europäische Labels von industriell kompostierbaren Kunststoffen	62
Tabelle 7: Verbreitete europäische Labels für Kunststoffe, welche im Heim- und Gartenkompost abbaubar sind.....	63
Tabelle 8: Verbreitete europäische Labels für Kunststoffe, welche im Boden abbaubar sind.....	64
Tabelle 9: In Sektoren und Anwendungen aufgeteilte Zusammenstellung der grössten Freisetzungs- und Eintragsmengen von Kunststoffen, die jedes Jahr in die Schweizer Umwelt gelangen. Wenn mehrere Quellen verfügbar waren, wurden zum Vergleich beide modellierten Mengen aufgeführt.	110
Tabelle 10: Zusammenstellung von Produkten und Anwendungen aus Polyethylen (PE). N/A = Keine Angaben aufgrund fehlender Datenlage. ^a = die Mengenangabe beinhaltet nicht nur die Menge von PE, sie beschreibt die Gesamtmenge der Anwendung, welche aus diversen Kunststoffen besteht. ^b = die Mengenangabe wurde im Verhältnis der Ackerflächen von Deutschland auf die Schweiz umgerechnet.	116
Tabelle 11: Zusammenstellung von Produkten und Anwendungen aus Polypropylen (PP). N/A = Keine Angaben aufgrund fehlender Datenlage. ^a = die Mengenangabe beinhaltet nicht nur die Menge von PP, sie beschreibt die Gesamtmenge der Anwendung, welche aus diversen Kunststoffen besteht.....	118
Tabelle 12: Zusammenstellung von Produkten und Anwendungen aus Polyamid (PA). N/A = Keine Angaben aufgrund fehlender Datenlage. ^a = die Mengenangabe beinhaltet nicht nur die Menge von PA, sie beschreibt die Gesamtmenge der Anwendung, welche aus diversen Kunststoffen besteht. ^b = die Mengenangabe wurde im Verhältnis der Ackerflächen von Deutschland auf die Schweiz umgerechnet.....	120
Tabelle 13: Zusammenstellung von Produkten und Anwendungen aus Polyester (PES), Polyvinylchlorid (PVC) und Polyacrylamid (PAM). N/A = Keine Angaben aufgrund fehlender Datenlage. ^a = die Mengenangabe beinhaltet nicht nur die Menge von PES, PVC und PAM, sie beschreibt die Gesamtmenge der Anwendung, welche aus diversen Kunststoffen besteht. ^b = die Mengenangabe wurde im Verhältnis der Ackerflächen von Deutschland auf die Schweiz umgerechnet.....	122
Tabelle 14: Aufschlüsselung des Substitutionsbedarfs für freigesetzte Kunststoffe durch BAW in Abhängigkeit von der Diffusität bei der Freisetzung und der Möglichkeit zur Rückhaltung der effektiven Einbringung in den Boden. Beide Achsen sind als Gradienten zu verstehen.	123
Tabelle 15: Primäre Einflussfaktoren auf den biologischen Abbau.....	127

Tabelle 16: Übersicht und Vergleich von unterschiedlichen Temperaturbereichen in der Literatur für die mesophile und thermophile Phase, für die Heimkompostierung sowie Erfahrungswerte für Grüngutanlagen in der Schweiz.	130
Tabelle 17: Übersicht über in der Literatur angewendeten Messmethoden bezüglich biologischen Abbaus. In der Spalte Untersuchung werden deutsche und englische Begriffe parallel geführt, um einen möglichst breiten Überblick über die in verschiedenen Studien verwendeten Bezeichnungen für dieselben Messmethoden zu bieten.	132
Tabelle 18: Literaturübersicht kompakt nach Material und Matrix. Rot: Abbau schlecht, gar nicht; gelb: langsam, grün: schnell; grau: keine Literatur	135
Tabelle 19: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests mit PLA und dessen Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.	151
Tabelle 20: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests diverser Kunststoffe und deren Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.	154
Tabelle 21: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests mit PBAT und dessen Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.	156
Tabelle 22: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests mit stärkebasierten Kunststoffen und deren Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.	158
Tabelle 23: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests von Cellulosepellets. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.	161
Tabelle 24: Zusammenstellung der Ergebnisse der ökotoxikologischen Tests diverser Kunststoffe und deren Materialmischungen. Die Ergebnisse wurden farblich codiert: grün = keine toxischen Effekte, gelb = partiell toxische Effekte, rot = deutliche toxische Effekte.	163
Tabelle 25: Übersicht typischer Kunststoff-Additive mit Beispielen und Erläuterungen (Übernommen aus Erny et al. (2020), ergänzt nach Cao et al., (2023)).....	164
Tabelle 26: Zusammenstellung toxischer Effekte auf Bodenorganismen, die durch die Zugabe von Additiven zu BAW auftraten (abgeändert nach Cao et al. (2023)).....	168
Tabelle 27: Überblick über die erfassten Daten zum Schwerpunkt Kunststoffeintragen in die Umwelt.....	178
Tabelle 28: Überblick über die erfassten Daten zum Schwerpunkt «Toxizität: Fokus BAW».....	179
Tabelle 29: Überblick über die verschiedenen Daten zum Schwerpunkt «Biologische Abbaubarkeit von BAW».....	180
Tabelle 30: Kategorisierung des pH-Bereiches nach Agroscope FAL Reckenholz (2019)	181
Tabelle 31: Überblick über die Daten zu den erfassten Produkten.....	181
Tabelle 32: Umwelteinfluss nach Aufsummierung der Teilbewertungen für Eintrag, Abbaubarkeit und Umweltrelevanz.....	183
Tabelle 33: Teilbewertung des Eintrags. Die Punkte setzen sich zusammen aus zwei Bewertungen für die Rückholfähigkeit und das Verlustrisiko.	184
Tabelle 34: Teilbewertung des Abbaus. Als Massstab gilt der Abbau im Boden.....	184
Tabelle 35: Teilbewertung der Ökotoxizität.....	184
Tabelle 36: Produkte mit unbekannten Materialzusammensetzungen. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel, LW = Landwirtschaft.	185
Tabelle 37: Übersicht der bewerteten Produkte, sortiert nach der Gesamtbewertung. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel, LW = Landwirtschaft.	186

Tabelle 38: Produkte mit einer Bewertung von 1 bis 4 Punkten. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel.	189
Tabelle 39: Produkte mit einer Bewertung von 5 und 6 Punkten. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel.	189
Tabelle 40: Produkte mit einer Bewertung von 7 und 8 Punkten. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel.	190
Tabelle 41: Produkte mit einer Bewertung von 9 Punkten. Abkürzungen: GaLa = Garten und Landschaft, LM = Lebensmittel, LW = Landwirtschaft.	192
Tabelle 42: Liste der für die Methodenentwicklung ausgewählten biologisch abbaubaren und konventionellen Werkstoffe.	198
Tabelle 43: Wiederfindungsraten der Kunststoffextraktionen mit DCM/Methanol und DCM.....	207
Tabelle 44: Gemittelte Gewichtsverluste nach einmaliger Fenton-Reaktion.	217
Tabelle 45: Vorgehen bei der Recherche zu Akteuren von BAW auf dem Schweizer Markt	247
Tabelle 46: Der Verlustfaktor bezeichnet in diesem Zusammenhang den Anteil einer Produktgruppe, der voraussichtlich über die Grüngutsammlung abgeführt wird (0 % = keine Entsorgung über Grüngut, 100 % = wird vollständig über Grüngut entsorgt). Die Abschätzung basiert auf den Angaben aus der Umfrage sowie auf Erfahrungswerten. Falls keine Einschätzung durch die jeweiligen Akteure vorlag, wurde der Verlustfaktor gemäss Bauchmüller et al. (2021) herangezogen.....	265
Tabelle 47: Anlagen und verarbeitete Mengen organische Abfälle der inspizierten Kompostier- und Vergärungsanlagen im Jahr 2023 in der Schweiz (Inspektorat, 2024)	268
Tabelle 48: Abschätzung der Anlagenart der Kompostier- und Vergärungsanlagen der Schweiz und der von ihnen verarbeiteten Mengen an organischen Abfällen.....	268
Tabelle 49: Nicht abschliessende Übersicht zur Relevanz ausgewählter Bewertungskriterien aus Sicht zentraler Akteursgruppen entlang der Wertschöpfungskette.....	269
Tabelle 50: Kategorien nach NOGA (NOGA 2025 KUBB - Anwendung zur Unterstützung der Codierung, o. J.)	270

Anhang

A1. Recherche der Akteure

Tabelle 45: Vorgehen bei der Recherche zu Akteuren von BAW auf dem Schweizer Markt

Ablauf der Recherche	Kontakte/Netzwerk	Suchbegriffe
Hauptakteure aus Baier et al., 2016	Hauptakteure, die bereits vor 7 Jahren auf dem BAW-Markt waren	-
Kontakte, Mitglieder und Partner von Biomasse Suisse	Aktuelle Partner und Projekte, die über Anfragen an die Abbaubarkeit von BAW an Biomasse Suisse gelangen	-
Ehemalige Mitglieder Runder Tisch BAW	Die ehemaligen Mitglieder des mittlerweile aufgelösten Runden Tisches BAW	-
Drittkontakte	Zulieferer oder Partner von kontaktierten Firmen	-
Mitglieder Fachverbände	European Bioplastics e.V., Swiss Textiles	
Verzeichnis Verpackungsindustrie	www.verpackungskatalog.ch	
Firmen, die mit BAW zu tun haben, resp. verwandte Begriffe benutzen	-	BAW, biologisch abbaubar, biodegradable, kompostierbar, compostable
Produktspezifische Suche	-	Kaffeekapsel, Teebeutel, Pflanztopf, Mulchfolie, Geotextil, Saatgut, Dünger
Materialspezifische Suche	-	PLA, PBAT, PBS, PCL, PHA, PHB, Mater-Bi, Ecovio
Zertifizierungsdatenbank TÜV Austria	Firmen mit Standort Schweiz, welche erfolgreich ein Label durch TÜV Austria erhalten haben	

A2. Umfragebogen

Kurzbeschreibung des Akteurs

Klicken und Text eingeben.

Factbox

Firmenname Klicken und Text eingeben.

Homepage Klicken und Text eingeben.

Standort, Adresse Klicken und Text eingeben.

Kontaktperson BAW, Telefon, E-Mail Klicken und Text eingeben.

Stellung innerhalb des Marktes:

☐ Produzent

☐ Rohmaterial, Zwischenprodukt

☐ Endprodukt

☐ Importeur

☐ Rohmaterial, Zwischenprodukt

☐ Endprodukt

☐ Händler

von welchen Produzenten beziehen Sie BAW? Klicken und Text eingeben.

Aus welchen Ländern beziehen Sie BAW? Klicken und Text eingeben.

☐ Dienstleister (Art der Dienstleistung): Klicken und Text eingeben.

☐ Innovationsunternehmen (Innovationsfokus): Klicken und Text eingeben.

☐ anderes (z.B. Branchenverband, Interessengemeinschaft etc.): Klicken und Text eingeben.

Umgesetzte Mengen BAW **[einzelne Mengen werden nicht publiziert]**

Bitte pro Produkt / Material eine separate Tabelle ausfüllen.

Produkt A (z.B. Folien, Beutel, Trays, Geschirr, Teebeutel, Kaffeekapsel etc.)	Art/Typ Material (Rohmaterialien, Komposits, Blends, Stärke, PLA, PHB)	Markenname Material	Menge [t/2022]	Zu Grüngut * [t/2022]
Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.
Zertifizierung/Label	☐ biologisch abbaubar	☐ biobasiert	☐ beides	Label/Norm: Klicken und Text eingeben.
Vorgesehene Verwertung	Kommentar: Klicken und Text eingeben.			
☐ Biogasanlage	☐ industrielle Kompostierung	☐ Heimkompostierung	☐ Kehricht	☐ werkstoffliches Recycling
Kommentar zum Produkt	Klicken und Text eingeben.			

* geschätzter Anteil, falls Menge nicht bekannt.

Abbildung 39: Fragebogen für das Verzeichnis der Akteure

Produkt B (z.B. Folien, Beutel, Trays, Geschirr, Teebeutel, Kaffee kapsel etc.)	Art/Typ Material (Rohmaterialien, Komposits, Blends, Stärke, PLA, PHB)	Markenname Material	Menge [t/2022]	Zu Grüngut * [t/2022]
Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.
Zertifizierung/Label	☐ biologisch abbaubar	☐ biobasiert	☐ beides	Label/Norm: Klicken und Text eingeben.
Vorgesehene Verwertung	Kommentar: Klicken und Text eingeben.			
☐ Biogasanlage	☐ industrielle Kompostierung	☐ Heimkompostierung	☐ Kehricht	☐ werkstoffliches Recycling
Kommentar zum Produkt	Klicken und Text eingeben.			

* geschätzter Anteil, falls Menge nicht bekannt.

Produkt C (z.B. Folien, Beutel, Trays, Geschirr, Teebeutel, Kaffee kapsel etc.)	Art/Typ Material (Rohmaterialien, Komposits, Blends, Stärke, PLA, PHB)	Markenname Material	Menge [t/2022]	Zu Grüngut * [t/2022]
Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.	Klicken und Text eingeben.
Zertifizierung/Label	☐ biologisch abbaubar	☐ biobasiert	☐ beides	Label/Norm: Klicken und Text eingeben.
Vorgesehene Verwertung	Kommentar: Klicken und Text eingeben.			
☐ Biogasanlage	☐ industrielle Kompostierung	☐ Heimkompostierung	☐ Kehricht	☐ werkstoffliches Recycling
Kommentar zum Produkt	Klicken und Text eingeben.			

* geschätzter Anteil, falls Menge nicht bekannt.

⇒ Für weitere Produkte / Materialien bitte eine Tabelle kopieren. Danke!

Weiteres / Kommentare (wird nicht im Bericht publiziert)

Klicken und Text eingeben.

A3. Verzeichnis der Akteure

Das Verzeichnis beruht auf einer vorgängigen Internetrecherche nach Akteuren auf dem Schweizer Markt, die sich mit abbaubaren Materialien oder Produkten befassen (2.3.1). Die dargestellten Informationen basieren auf den Rückmeldungen des Fragebogens (2.3.2). Die Darstellungstiefe variiert je nach Auskunftsniveau, abhängig davon, ob und in welcher Detailtiefe der Akteur geantwortet hat.

3D Jake

www.3djake.ch

Position Händler: Zwischenprodukt
Produkte 3D-Druck-Filament

3DWare TGS Trading GmbH

www.3dware.ch

Standort Kreuzstrasse 10, 8635 Dürnten
Position Händler: Zwischenprodukt
Produkte 3D-Druck-Filament

Ad Mirabiles LTD

www.admirabiles.com

Standort Weidenweg 15, 4310 Rheinfelden
Produkte Überziehschuhe

Amici Caffè AG

www.amici.ch

Standort Hinterbergstr. 22, 6312 Steinhausen
Produkte Kaffeekapseln

Andermatt Biogarten

www.biogarten.ch

Produkte Pflanztöpfe und Anzuchtschalen, InsectoNet

Antalis AG

www.antalys.ch

Standort Industriestrasse 20, 5242 Lupfig
Produkte Versandfolie

Arbloom Cup AG

www.arbloom.com

Standort Römerstrasse 7, 2555 Brugg
Produkte Trinkbecher Holz

BACHMANN GROUP

www.bachmann.ch

Standort An der Ron 4, 6280 Hochdorf
Position Produzent: Endprodukt
Produkte Pflanztopf, Kaffeekapseln

BASF Schweiz AG

www.basf.com

Standort Klybeckstrasse 161, 4000 Basel
Position Produzent: Rohmaterial, Zwischenmaterial

Biesterfeld Plastic Suisse AG

www.biesterfeld.com/de/ch

Standort Oristalstrasse 19, 4410 Liestal
Position Importeur: Rohmaterial
Produkte INZEA®

BioApply GmbH

Seit 2006 bietet BioApply biobasierte, kompostierbare und wiederverwendbare Verpackungen an, angepasst an die Bedürfnisse und Besonderheiten zahlreicher Branchen.

www.bioapply.com

Standort 9 rue Riant Coteau, 1196 Gland
Position Importeur: Endprodukt
Produzent: Rohmaterial, Zwischenprodukt
Dienstleister: Optimierung des Managements von organischen Abfällen, Entwicklung biobasierter und kompostierbarer Verpackungen und Trägermaterialien.
Innovationsunternehmen: Innovationsunternehmen: Innosuisse-Projekt (mit EPFL) zur Entwicklung einer Oberflächenbehandlung für kompostierbare Folien, um die mechanischen Eigenschaften der Folie bei geringerer Dicke zu maximieren.
Produkte Kompostbeutel, Papier, Tragetaschen mit Doppelnutzen (erst für die Einkäufe, dann für den Bioabfall)

Biomasse Suisse

Biomasse Suisse vertritt die Anliegen von Biogas- und Kompostieranlagen, vor- und nachgelagerten Betrieben, Beratungsunternehmen, Forschung und Behörden, welche Biomasse energetisch und stofflich verwerten. Die Geschäftsstelle ist in Brugg und wird von der Agrofutura AG im Mandat der Verbands Biomasse Suisse geführt. Biomasse Suisse ging 2015 aus der Fusion der Fachverbände VKS-ASIC (Schwerpunkt stoffliche Nutzung der Biomasse) und von Biomasse Schweiz (Schwerpunkt energetische Nutzung der Biomasse) hervor.

www.biomassesuisse.ch

Standort Stahlrain 4, 5200 Brugg
Position Branchenverband

Calida AG

Wäschehersteller für Damen, Herren und Kinder mit Sitz in der Schweiz.

calida.com

Standort Industrie Mönigen, 6210 Sursee

Position	Produzent: Endprodukt
Produkte	T-Shirt

Carasso

Produkte	KaffEEKapseln
----------	---------------

Cerdia International GmbH

www.cerdia.com/de

Produkte	Celluloseacetat
----------	-----------------

CLARIANT International Ltd

www.clariant.com

Standort	Rothausstrasse 61, 4132 MuttENZ 1
----------	-----------------------------------

Clarus Films AG

www.clarus-films.ch

Standort	Ölstrasse 6, 6400 Brunnen
Position	Importeur: Rohmaterial, Zwischenprodukt
Produkte	abbaubare Verpackungsfolie

Climatex AG

www.climatex.com

Standort	Bahnhofstrasse 1, 8852 Altendorf
Position	Produzent: Rohmaterial, Zwischenprodukt
Produkte	Polstertextil

Collano

<https://collano.com/>

Standort	Neulandstrasse 1, 6203 Sempach Station
----------	--

Coop Genossenschaft

Partner Branchenvereinbarung, IG Detailhandel

www.taten-statt-worte.ch

Standort	Thiersteinallee 12, 4002 Basel
Position	Detailhandel
Produkte	Kompostbeutel, Pflanztopf, Geschirr

Delica AG

Unter dem Namen Delica vereint sich höchste Genusskompetenz unter dem Dach der Migros-Industrie und der Migros-Gruppe. An fünf Standorten in der Schweiz sowie zahlreichen Niederlassungen im Ausland beschäftigt Delica rund 2200 Mitarbeitende. Delica entwickelt und produziert qualitativ hochstehende Genussprodukte in den Bereichen Schokolade, Snacks, Kochprodukte und Kaffee. Als ausgewiesene Spezialistin für bedürfnisorientierte Konzepte beliefert Delica Kunden in der Schweiz und auf der ganzen Welt mit Genuss-Spezialitäten für den ganzen

Tag. Sie produziert zahlreiche Eigenmarken für die Migros und für namhafte Grosskonzerne im In- und Ausland. Die Verarbeitung des Rohkaffees bei der Delica findet am Standort Birsfelden statt.
www.delica.com

Standort	Hafenstrasse 120, 4120 Birsfelden
Position	Produzent: Endprodukt
Produkte	Coffee B Kaffeekugeln

Denier Materials

Position	Beratung, Forschung
----------	---------------------

Denner

Partner Branchenvereinbarung, IG Detailhandel
www.denner.ch

Position	Detailhandel
Produkte	Kaffeekapseln

die Tragetasche AG

Produkte	Tragtaschen
----------	-------------

Drehscheibe Kreislaufwirtschaft by Swiss Recycling

Swiss Recycle ist die Dachorganisation der Schweizer Recycling- und Kreislaufwirtschaft-Systeme und steht als Kompetenzzentrum für hohe Qualität, Transparenz und nachhaltige Entwicklung. Führt eine Themenplattform über Bio-Plastics.

www.swissrecycle.ch

Standort	Obstgartenstrasse 28, 8006 Zürich
Position	Interessengemeinschaft

Duni Rotkreuz AG

ch.dunigroup.com

Standort	Lettenstrasse 11, 6343 Rotkreuz
----------	---------------------------------

Dynamica

www.dynamica-shop.ch

Produkte	Kosmetik-Verpackungen
----------	-----------------------

Ecobiopack

www.ecobiopack.ch

Produkte	Geschirr, Besteck
----------	-------------------

Elitec

www.elitecag.ch

Standort	Gewerbeweg 1, FL-9486 Schaanwald
----------	----------------------------------

Eric Schweizer AG

www.ericsschweizer.ch

Produkte Saatgut

Fabru GmbH

Die Fabru GmbH ist ein Schweizer Hersteller von biologisch abbaubaren Trimmerfäden.

www.puretrim.ch

Standort Ebnaterstrasse 62, 9642 Ebnat-Kappel

Position Produzent: Endprodukt

Produkte Mähfaden

Farmy

www.farmy.ch

Produkte Kompostbeutel

fenaco Genossenschaft

www.fenaco.com

Standort Erlachstrasse 5, Postfach 3307, 3001 Bern

Produkte Mulchfolien

Festag AG

www.festag.ch

Standort Wildschachenstrasse 30, 5200 Brugg

Produkte Geschirr, Besteck

FKuR

www.fkur.com

Produkte Baumschutz, 3D-Druck-Filament, Kaffeekapseln, Lebensmittelverpackungen, Mulchfolien, Müllbeutel, Netze, Obst- und Gemüsebeutel, Pflanzenclips, Rankhilfen, Pflanzschnüre, Pflanztöpfe, Schalen, Tragetaschen, Hemdchenbeutel, Urnen

Fluid Solids

FluidSolids® hat eine eigene Technologie entwickelt, um aus organischen Rest- und Abfallstoffen vollständig kompostierbare Biokomposite herzustellen, die für eine breite Palette von Anwendungen geeignet sind. FluidSolids stellt seine Biokomposite in Form von Pellets her und besitzt das Know-how, diese mit Hilfe herkömmlicher industrieller Verfahren (z. B. Spritzguss) in Endteile und/oder Produkte zu verarbeiten. Ein Beispiel für ein Endprodukt, das FluidSolids auf den Markt bringt und das aus den eigenen Biokompositen hergestellt wird, sind die Wellcompost®-Bestecksets.

www.fluidsolids.com

Standort Hohlstrasse 408, 8048 Zürich

Position Produzent: Rohmaterial, Zwischenprodukt, Endprodukt

Produkte Pellets, Einwegbesteck

Forstbaumschule Josef Kressibucher AG

Produzent von einheimischen Forstpflanzen und Wildgehölzen und Anbieter von dazugehörigem Schutzmaterial (Wildverbiss- und Fegeschutz mit Zubehör)

<https://kressibucher.ch/>

Standort Ast 2, 8572 Berg
Position Importeur: Endprodukt
Produkte Wuchshüllen mit Kabelbinder

Galledia Print AG

Rund 200 Mitarbeitende in der Kundenberatung, im Kundenservice, der Druckvorstufe, der Druckproduktion, der Druckweiterverarbeitung und im Versand.

www.galledia.ch

Standort Burgauerstrasse 50, 9230 Flawil SG
Position Dienstleister: bietet eine BAW-Option für den Versand ihrer Produkte an
Produkte Folie aus Kartoffelschalen

GVZ Rossat

Biomulchfolien / Mulchfolien & Gewebe / Verbrauchsmaterial - gvz-rossat ag/sa

Produkte Mulchfolien

HALBA – Division der Coop Genossenschaft

www.halba.ch

Standort Salinenstrasse 70, 4133 Pratteln

HATOS GmbH

www.hatos.com

Produkte Gastrobedarf: Servietten und Trockentücher aus Baumwolle, kompostierbar

Hauenstein Rafz

info@hauenstein-rafz.ch

Hermann Baur AG

www.hermannbaur.ch

Produkte Mähfaden

Hortima AG

www.hortima.ch

info@hortima.ch

HSLU Hochschule Luzern

www.hslu.ch

Produkte Schutzmasken, Einwegkleidung

Imesch Produkte

info@imesch-produkte.ch

Innopack

info@innopack.ch

Innotrade AG

www.innotrade.ch

Standort Postfach, 4018 Basel
info@innotrade.ch

Position Händler: Endprodukt

Produkte Geschirr, Besteck, Polarcup-Kartonbecher mit biopol-Beschichtung, Abfallsäcke und Folien

KUORI

www.kuori.ch

Produkte Schuhsohlen

La Natura Lifestyle

www.lanaturalifestyle.ch

Produkte Kaffee kapseln

LANDI Schweiz AG

www.landi.ch

Standort Schulriederstrasse 5, 3293 Dotzigen

Position Detailhandel

Produkte Einweggeschirr aus Zuckerrohrfaser

LANZ NATUR AG

www.lanur.ch

Produkte Kosmetik-Verpackungen

Leomat AG

Standort Wiesenstrasse 2, 9327 Tübach

Produkte Kaffeebecher

Lidl Schweiz

Lidl Schweiz wurde Ende 2003 gegründet und eröffnete am 19. März 2009 die ersten Filialen. Qualität, Frische und Swissness zeichnen das ausgewählte Sortiment von Lidl Schweiz aus. Effizienz prägt die Welt von Lidl. Dies garantiert das beste Preis-Leistung

www.lidl.ch

Standort Dunantstrasse 15, 8570 Weinfelden

Position Detailhandel

Produkte Kompostbeutel, Kaffee kapseln

Manor

Partner Branchenvereinbarung

www.manor.ch

Position Detailhandel

Produkte iPhone-Hülle, Kompostbeutel, Feuchttücher

Max Schwarz AG

www.schwarz.ch

Standort Hauptstrasse 49, 5234 Villigen

Position Importeur: Endprodukt

Produkte Pflanzentöpfe und -Schalen

Migros-Genossenschafts-Bund

Partner Branchenvereinbarung, IG Detailhandel

www.migros.ch

Standort Limmatstrasse 152, 8005 Zürich

Position Produzent: Migros-Industrie

Händler: Migros Genossenschaften

MP Multipack AG

www.multipack.ch

Standort Nordstrasse 14, 4665 Oftringen

Position Händler: Endprodukt

Produkte Kompostbeutel

Mycrobez

Mycrobez ist ein Clean-Tech Start-up aus Basel, das sich zum Ziel gesetzt hat, die Verpackungs- und Bauindustrie zu revolutionieren. Dies mit einem Bio-Schaumstoff, der gleiche Materialeigenschaften wie erdölbasierte Schaum- und Dämmstoffe aufweist, jedoch aus Bioabfällen und Pilzen besteht und innerhalb weniger Wochen rückstandslos kompostierbar ist. Mit unserem innovativen Verfahren können wir klimapositive Schaumstoffe zu gleichen Preisen wie erdölbasierte Schaumstoffe produzieren und unterstützen so eine kreislaufwirtschaftliche Materialrevolution. Mycrobez kooperiert dabei mit global führenden Unternehmen und renommierten Schweizer Forschungsinstituten und wird vom Migros Pionierfonds unterstützt.

www.mycrobez.ch

Standort Grellingerstrasse 27, 4052 Basel

Position Innovationsunternehmen

Produkte Verpackungsmaterial

Nahrin

www.nahrin.ch

Produkte Kaffee kapseln

Neeser AG

<https://neeser.swiss/>

Standort Höchfluh 4, 6260 Reiden

Produkte	Mulchfolie
----------	------------

Nestlé Suisse S.A.

www.nestle.ch

Standort Entre-deux-Villes 10, 1800 Vevey

Produkte Kaffee kapseln

Neupack Produkte AG

www.neupack.ch

Standort Gewerbestrasse 1, 6038 Honau

Produkte Verpackungschips

Noriware AG

www.noriware.com

Standort Industriestrasse 19, 5242 Lupfig

Produkte Verpackungsfolie

Novamont SpA

Novamont war einer der Pioniere in der Entwicklung, Produktion und Vermarktung von biologisch abbaubaren und kompostierbaren Werkstoffen. Heute ist Novamont international eines der führenden Unternehmen in diesem Sektor.

www.novamont.com

Standort Via G. Fauser 8, 28100 Novara, Italien

Position Produzent: Rohmaterial, Zwischenprodukt

Innovationsunternehmen: Entwicklung von Verfahren zur Gewinnung von Chemikalien aus nachwachsenden Rohstoffen, Entwicklung von biologisch abbaubare Werkstoffen

Produkte Mater-Bi

Omya (Schweiz) AG Agro

Standort Industriestrasse 33, 4665 Oftringen

Omya International AG

www.omya.com

Otto Hauenstein Samen (OHS)

Standort Bahnhofstrasse 92, 8197 Rafz

Pacovis AG

Die Pacovis AG produziert und vertreibt im Geschäftsbereich food packaging eine Vielzahl von Produkten, welche der Zubereitung, Präsentation und Verpackung von Speisen dienen. Unter dem Label der Marke naturesse werden Verpackungen und Einwegprodukte aus nachwachsenden Rohstoffen vertrieben. Die Produktion findet immer dort statt, wo der Rohstoff anfällt

(Reststoffverwertung) oder produziert wird. Sämtliche Produkte (aktuell über 700 permanent geführte Standardartikel) sind nach DIN EN 13432 auf die biologische Abbaubarkeit geprüft und zertifiziert. Naturesse ist für eine nachhaltige Welt bereit, in der Alternativen zu Erdöl und zu herkömmlichem Plastik sowie die Konzepte der Natur immer weiter an Bedeutung gewinnen. Schliesslich geht es darum, die endlichen Ressourcen der Erde zu schonen und den Plastikmüll zu verkleinern. Egal ob die naturesse Produkte nach dem Einsatz nun vergärt, kompostiert, biologisch abgebaut oder verbrannt werden, die Artikel sind in jedem Fall mindestens so ökologisch wie herkömmlich hergestelltes Einweggeschirr aus fossilen Rohstoffen. An Grossanlässen arbeitet die Pacovis AG mit dem Entsorgungsservice Dräksak zusammen. Dieser bietet Produkte und Dienstleistungen zur möglichst sortenreinen Sammlung von BAW Abfällen an, sei es für ein mögliches Recycling oder zur Entsorgung.

www.naturesse.com, www.pacovis.ch

Standort Grabenmattenstrasse 19, 5608 Stetten

Position Produzent: Endprodukt

Importeur: Endprodukt

Innovationsunternehmen: Wir entwickeln gemeinsam mit unseren Exklusivproduzenten und Exportpartnern in Europa neue nachhaltige Verpackungslösungen, auf Basis nachwachsender Rohstoffe und Reststoffen aus der Industrie.

Produkte Geschirr, Besteck, Beutel, Taschen

PAKK AG

PAKK AG in Grellingen ist im Sektor B2B und B2C tätig in der gesamte Schweiz mit Einwegverpackungen sowie Mehrwegverpackungen.

www.pakk.ch

Standort Bahnhofstrasse 21, 4203 Grellingen

Position Händler: Endprodukt

Produkte Geschirr, Beutel, Taschen

Pause-Brot

www.pause-brot.ch

Standort Bettenstrasse 85, 4123 Allschwil

Produkte Einweggeschirr

Permapack

www.permapack.ch

Produkte Etiketten und Reisstroh-Schalen

Petroplast AG

www.petroplast.ch

Standort Ampèrestrasse 1, 9323 Steinach

Plasti-Pac Zürich AG

Hersteller von Kunststoff-Folien, Beuteln, Tragtaschen etc.

www.plasti-pac.ch

Standort Dorfstrasse 126, 8912 Obfelden

Position Importeur: Rohmaterial/Zwischenprodukt

Produkte	Produzent: Endprodukt Tragtaschen und Beutel
----------	---

PouchDirect

www.pouchdirect.ch

Produkte	Kaffeeverpackung
----------	------------------

Prodinger Verpackungen

service@prodinger.ch

Renato Ventura AG

www.ventura-ag.ch

Standort	Industriestrasse 20, 8117 Fällanden
----------	-------------------------------------

Position	Produzent: Rohmaterial Innovationsunternehmen
----------	--

Mitentwickler von FLORALAT®. Beratung bei Entwicklung, dem Prototypen und der Serienfertigung von Produkten daraus.

Roche Diagnostics Ltd.

Roche Diagnostics ist eine Sparte des Pharmaunternehmens Roche und betätigt sich in der Herstellung und Erforschung von verschiedensten diagnostischen Tests und Testsystemen.

www.roche.com

Standort	Forrenstrasse 2, 6343 Rotkreuz
----------	--------------------------------

Position	Innovationsunternehmen Pharmazie und Diagnostik
----------	--

Produkte	zur Zeit kein Einsatz von BAW
----------	-------------------------------

Roland Schmid Forstausrüstung AG

de.rolandschmid.ch

Standort	Sägetstrasse 33, 4802 Strengelbach
----------	------------------------------------

Produkte	Wuchshüllen, Forstbedarf
----------	--------------------------

Rominger Kunststofftechnik

www.kunststofftechnik.ch

Produkte	Plastiktasche
----------	---------------

ROTOFLEX AG

www.rotoflex.ch

Standort	Lebernstrasse 40, 2540 Grenchen
----------	---------------------------------

Produkte	Farben und Lacke
----------	------------------

Saccus GmbH

www.saccus.ch

Standort	Wilerstrasse 73, 9200 Gossau
----------	------------------------------

Position	Händler: Endprodukt
Produkte	Kompostbeutel

Säntis IPS

info@saentis-ips.com

Sarna Plastec AG

Verarbeiter von Partikelschaumstoff für kundenspezifische Anwendungen.

Sarna-Plastec.com

Standort	Industriestrasse 19, 6055 Alpnach
Position	Produzent: Endprodukt Dienstleister: Kundenspezifische Produkte
Produkte	Flaschenverpackungen, Geschenkverpackungen

Sirocco

sirocco.ch

Produkte	Kaffee kapseln
----------	----------------

Solis AG

www.solis.com

Produkte	Produkt in Entwicklung
----------	------------------------

SPAR Handels AG

SPAR betreibt als Detailhändler diverse Formate wie EUROSPAR, SPAR, SPAR mini, SPAR express. Die Märkte sind als im Franchising-System wie auch als Filialen aufgegliedert.

Partner Branchenvereinbarung

www.spar.ch

Standort	Schlachthofstrasse 12, 9015 St. Gallen
Position	Detailhandel
Produkte	Backpapier, Teller, Becher, Besteck, Trinkhalm, Boxen, Servietten, Teebeutel, Kaffee kapseln

star foil-systems ag

Standort	Rheinstrasse 10, 8280 Kreuzlingen
----------	-----------------------------------

Position	Produzent: Endprodukt
----------	-----------------------

Produkte	Backpapier
----------	------------

Step Zero AG

Step Zero AG ist der Hersteller und Inverkehrbringer für Cradle to Cradle (C2C) Frischesohlen, die C2C zertifiziert ist. Im Sinne der Kreislaufwirtschaft sollen Abfallprodukte aus der Produktion, sowie die getragenen Sohlen über die Kompostierung zurückgeführt werden.

www.step-zero.com

Standort	Badstrasse 43, 9230 Flawil
----------	----------------------------

Position	Importeur: Rohmaterial, Zwischenprodukt Produzent: Endprodukt
----------	--

Produkte Schuhsohle

Stocker Garden

www.stockergarden.com

info@stockergarden.com

Produkte Mulchfolien

Stoll Kaffee AG

www.stoll-kaffee.ch

Standort Austrasse 38, 8045 Zürich

Produkte Kaffekapseln

Storopack Schweiz AG

www.storopack.ch

Standort Industriestrasse 1, 5242 Birr

Produkte Pelaspan Loose Fill

Sukano AG

www.sukano.com/de

Standort Chaltenbodenstrasse 23, 8834 Schindellegi

Produkte PLA, BPS

Sulzer Chemtech Ltd

Weltweit führend im Bereich Anlagen und Prozesse zur Polymerisation von PLA. Sulzer entwickelt Anlagen und Prozesse für die Herstellung von weiteren Biokunststoffe und beschäftigt sich auch mit den Kunststoffen selbst und entwickelt in den Labors in Winterthur neue Varianten (z. B. PLA-Copolymere) und neue Anwendungen dafür (z. B. kompostierbare Typen).

www.sulzer.com

Standort Else-Züblinstr. 11, 8404 Winterthur

Position Innovationsunternehmen

Swirl

www.swirl.ch

info@melitta.ch

Produkte Kompostbeutel

Swiss Academy of Sciences SATW

In den letzten Jahren gab es mehrere Veranstaltungen zu BAW wie das SATW Innovation Forum, in den letzten zwei Jahren sind keine Bemühungen dazu im Gange.

Swiss Bioplastics

www.swissbioplastics.com

info@swissbioplastics.ch

Swiss Coffee Company AG

www.beanarella.ch

Standort Espenstrasse 137, 9443 Widnau

Produkte Kaffeekapseln und Kaffeeverpackung

Swiss Textiles

www.swisstextiles.ch

Standort Beethovenstrasse 20, Postfach, 8002 Zürich

Position Branchenverband

Produkte Textilien

swissGEL AG

www.swissgel.ch

Standort Wagistrasse 4, 8952 Schlieren

Produkte AVALESCO®, ACCELOTHENE®

swisseem

www.swisseem.ch

Standort Route de Portalban 40, 1567 Delley

Produkte Saatgut

Taracell

www.taracell.com

Produkte geschäumte Verpackungen und Werkteile, z. B. Thermoboxen,

Toolport AG

www.werchzueglade.ch

Standort Karl Bügler-Strasse 10, 8413 Neftenbach

Produkte Mähfaden

TopPac AG

www.toppac.ch

Produkte Kompostbeutel

Tradipack

www.tradipack.com

Standort Rte du Léman 8B, 1906 Charrat (VS)

Tropical Mountain Coffee

www.tropicalmountains.com

Standort Untermüli 11, 6300 Zug

Produkte Kaffekapseln und -Pads

UniCaps GmbH

www.unicaps.eu

Produkte Kaffeekapseln

VentiMax Swiss

VentiMax Swiss bietet Gemeinden und Privatkunden Lösungen für das Management von Siedlungsabfällen an. Dazu gehören Lösungen für kompostierbare Abfälle, Lösungen für Hundekot und Zigarettenstummel. VentiMax Swiss vermarktet biologisch abbaubare und kompostierbare Taschen.

www.ventimax.ch

Standort Rue Caroline 8, 1003 Lausanne

Position Importeur: Endprodukt

Dienstleister

Vermarktung von biologisch abbaubaren und kompostierbaren Taschen

Produkte Kompostbeutel, Taschen, Hundekotbeutel

Volg Konsumwaren

Partner Branchenvereinbarung

www.volg.ch

Standort Postfach 344, 8401 Winterthur

Produkte Kompostbeutel

Weita AG

www.weita.ch

Standort Nordring 2, 4147 Aesch

Produkte Servietten, Geschirr, Besteck, Wischtücher

Wipf

Die Wipf AG entwickelt und produziert hochdichte Verpackungsfolien und Beutel für die Lebensmittel-, Pharma-, Tiernahrung- und die Non-Food-Industrie. Das Unternehmen beschäftigt mehr als 200 Mitarbeitende und gehört zu den führenden Verpackungsherstellern

www.wipf.ch

Standort Industriestrasse 29, 8604 Volketswil

Position Produzent: Endprodukt

Produkte Entgasungsventil für Kaffeeverpackungen

A4. Verwendete Verlustfaktoren

Tabelle 46: Der Verlustfaktor bezeichnet in diesem Zusammenhang den Anteil einer Produktgruppe, der voraussichtlich über die Grüngutsammlung abgeführt wird (0 % = keine Entsorgung über Grüngut, 100 % = wird vollständig über Grüngut entsorgt). Die Abschätzung basiert auf den Angaben aus der Umfrage sowie auf Erfahrungswerten. Falls keine Einschätzung durch die jeweiligen Akteure vorlag, wurde der Verlustfaktor gemäss Bauchmüller et al. (2021) herangezogen.

Produkt aus BAW	Verlustfaktor [%]	Bemerkung
KaffEEKapseln/-Pads industriell abbaubar	50	Gegenüber 30 % in Bauchmüller et al. (2021), die KaffEEKapseln insgesamt betrachten
Pflanztopf	80	
KaffEEKapsel aus Alginat für Heimkompostierung	80	
KaffEEKapsel biobasiert, aber nicht abbaubar	30	Analog Bauchmüller et al. (2021)
Kompostbeutel	100	
Fasergeschirr, z. B. Palmblatt	90	
Bagassegeschirr	10	
Teller, Becher, Deckel (Haptik/Optik Kunststoff)	5	
Flaschenverpackung	10	
Einwegbesteck	10	
Tragetaschen	25	
Teebeutel	90	Analog Bauchmüller et al. (2021)
Geschirr (Haptik/Optik Papier)	80	
Versandfolie		

A5. Tests der biologischen Abbaubarkeit von BAW

Im Folgenden werden die Testverfahren zur Überprüfung der biologischen Abbaubarkeit von BAW, auf die in Abschnitt 0 Bezug genommen wird, kurz beschrieben.

A5.1 Abbaubar in aeroben Prozessen (Kompost, Boden)

SN EN ISO 14855-1:2013

Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien unter den Bedingungen kontrollierter Kompostierung – Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxids – Teil 1: Allgemeines Verfahren

Inkubation im Dunkeln bei 58 ± 2 °C für maximal 6 Monate. Toxische Einflüsse in der Prüfumgebung müssen vermieden werden. Es wird die $< 0.5\text{--}1.0$ cm-Siebfraktion von gut belüftetem Kompost einer gut geführten, industriellen Kompostierungsanlage verwendet. Der Trockenrückstand wird auf 50–55 % eingestellt. Der Kompost muss verschiedene Qualitätskriterien erfüllen ($\text{oTR} > 30$ % TR, pH 7–9, Bildung von 50–150 mg CO_2/g oTR in den ersten 10 Tagen der Inkubation). Das Prüfmateriale wird auf $< 2 \times 2$ cm zerkleinert. Die Aktivität des Komposts wird durch Zugabe einer Referenzsubstanz überprüft. Gemessen wird das durch den Abbau des Prüfmateriale entstandene CO_2 .

SN EN ISO 14855-2:2019

Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoff-Materialien unter den Bedingungen kontrollierter Kompostierung – Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Kohlenstoffdioxides – Teil 2: Gravimetrische Messung des freigesetzten Kohlenstoffdioxids im Labormassstab

SN EN ISO 14855-2 unterscheidet sich von SN EN ISO 14855-1 in Bezug auf die Versuchsdauer (45 Tage oder bis zum Ende des Abbaus des Prüfmateriale, maximal 6 Monate, die Siebfraktion (< 0.3 cm), der Mengen an Inokulum und Prüfmateriale ($1/10$) und der Methodik der CO_2 -Messung. Zur Sicherstellung der Aktivität des Inokulums wird dem Kompost inertes Material zugegeben, das als Trägermaterial für Mikroorganismen dienen soll.

SN EN ISO 17556:2019

Kunststoffe – Bestimmung der vollständigen aeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoffmaterialien im Boden durch Messung des Sauerstoffbedarfs in einem Respirometer oder der Menge des entstandenen Kohlendioxids

In der Norm SN EN ISO 17556 werden die Prüfverfahren festgelegt, unter denen die biologische Abbaubarkeit von Kunststoffmaterialien in Boden getestet wird. Es können alternativ potenzielle Abbaubarkeit und Abbaubarkeit unter natürlichen Bedingungen getestet werden. Bei beiden Anwendungen wird die Feuchtigkeit so eingestellt, dass optimale Bedingungen für den Abbau gegeben sind:

Inkubation im Dunkeln oder in diffusem Licht bei vorzugsweise 25 ± 2 °C ($20\text{--}28$ °C) für 6 Monate oder bis zum Ende des Abbaus des Prüfmateriale (maximal 2 Jahre). Toxische Einflüsse in der Prüfumgebung müssen vermieden werden. Es wird die $< 0.2\text{--}0.5$ cm-Siebfraktion von natürlichem Boden der Oberflächenschicht von Feldern und/oder Wäldern oder ein Standardboden verwendet. Der Wassergehalt wird auf 40–60 % des Gesamtwasserrückhaltevermögens eingestellt. Der Boden muss verschiedene Qualitätskriterien erfüllen (pH 6–8, C/N 40/1). Das Prüfmateriale wird in Pulverform zugegeben oder auf $< 5 \times 5$ mm zerkleinert. Das Prüfmateriale sollte dabei eine ähnliche Erscheinungsform haben wie das zu prüfende Produkt (Folie, Stücke etc.). Die Aktivität des

Bodens wird durch Zugabe einer Referenzsubstanz überprüft. Gemessen wird das durch den Abbau des Prüfmateri als entstandene CO₂. Die CO₂-Bildung wird entweder direkt gemessen oder indirekt über den Druckabfall in einem geschlossenen Gefäss, in dem das entstandene CO₂ in einem Absorber gebunden wird.

A5.2 Abbaubar in anaerober Vergärung

Die industrielle Kompostierung wird oftmals, jedoch nicht zwingend in Kombination mit einer vorgelagerten anaeroben Vergärung durchgeführt. Auch anaerobe Vergärungen werden nicht zwingend von einer Nachkompostierung gefolgt. Ein Test der anaeroben biologischen Abbaubarkeit ist bislang optional und kommt zur Anwendung, wenn zusätzliche Informationen über die anaerobe Abbaubarkeit erforderlich sind (SNV, 2018b).

SN EN ISO 15985:2018

Kunststoffe – Bestimmung der vollständigen anaeroben biologischen Abbaubarkeit unter anaeroben High-Solid-Aufschlussbedingungen – Verfahren mittels Analyse des freigesetzten Biogases

Inkubation bei 52 ± 2 °C während mindestens 15 Tagen oder bis zum Ende des Abbaus des Prüfmateri als unter Ausschluss von Sauerstoff. Das Inokulum wird einem ordnungsgemäss funktionierenden anaeroben Faulbehälter, nach Möglichkeit mit Trockenaufschluss (> 20 % Gesamtfeststoffanteil), entnommen und während ungefähr 7 Tagen nachvergärt. Das Inokulum muss verschiedene Qualitätskriterien erfüllen (pH 7.5–8.5, VFA < 1 g/kg FS, NH₄-N 0.5-2 g/kg FS) und einen Gesamtfeststoffgehalt von mindestens 20 % aufweisen. Das Prüfmateri al wird zerkleinert, so dass die Oberfläche jedes Stücks maximal 2 × 2 cm beträgt. Die Aktivität des Inokulums wird durch Zugabe einer Referenzsubstanz überprüft. Gemessen wird das durch den Abbau des Prüfmateri als entstandene CH₄ und CO₂.

SN EN ISO 14853:2018

Kunststoffe – Bestimmung der vollständigen anaeroben Bioabbaubarkeit von Kunststoffmaterialien in einem wässrigen Medium – Verfahren mittels Analyse des Biogasentwicklung

Inkubation bei 35 ± 2 °C während maximal 90 Tagen unter Ausschluss von Sauerstoff. Als Inokulum wird Belebtschlamm aus einem Faulbehälter einer Abwasserbehandlungsanlage für hauptsächlich kommunale Abwässer verwendet. Das Inokulum wird während ca. 7 Tagen nachvergärt und direkt vor der Verwendung gewaschen bis eine Feststoffkonzentration von 1–3 g/L erreicht wird. Der pH-Wert wird auf 7 ± 0.2 eingestellt, es wird empfohlen, eine Spurenelementlösung zuzusetzen. Das Prüfmateri al wird bevorzugt als Pulver zugegeben, es können jedoch auch Folien, Stücke oder Formteile verwendet werden. Die Aktivität des Gärguts wird durch Zugabe einer Referenzsubstanz überprüft. Gemessen wird das durch den Abbau des Prüfmateri als entstandene CH₄ und CO₂.

A6. Übersicht Schweizer Kompostier- und Vergärungsanlagen

Tabelle 47: Anlagen und verarbeitete Mengen organische Abfälle der inspizierten Kompostier- und Vergärungsanlagen im Jahr 2023 in der Schweiz (Inspektorat, 2024)

	Anzahl Anlagen	Verarbeitete Tonnen 2023	Mengen-Anteile	Veränderung Menge (t)
Feldrandkompost	59	48'887	3.7 %	-10'260
Platz-, Boxen- + Hallenkompost	102	446'995	34.2 %	-86'467
Co-Vergärung	72	174'757	13.4 %	28'354
Vergärung	32	633'746	48.5 %	-2'730
Sammelplatz	10	1'967	0.2 %	-525
Total Anlagen	275	1'306'352	100.0 %	-71'628

Basierend auf den aktuellsten Daten des Inspektorats der Kompostier- und Vergärungsbranche Schweiz (2024) (Tabelle 47) und unter den Annahmen, dass

- alle Co-Vergärungen landwirtschaftlich und damit mehrheitlich Flüssigvergärungen sind, welche nicht über eine nachgeschaltete Kompostierung verfügen,
- die industriellen Vergärungen, welche das System Kompogas verwenden, ca. 25 % ihres festen Gärguts nachkompostieren,
- die industriellen Vergärungen, welche als Boxenvergärungen betrieben werden zu 100 % eine Nachkompostierung aufweisen, (U. Baier, persönliche Kommunikation, 1. Mai 2025)

wurde eine Abschätzung getroffen der Anzahl Anlagen und verarbeiteten Mengen an organischen Abfällen pro Anlagenart (Tabelle 48). Dadurch lässt sich grob abschätzen, welcher Anteil des separat gesammelten Grünguts nach der anaeroben Behandlung auch eine aerobe Stufe durchläuft.

Tabelle 48: Abschätzung der Anlagenart der Kompostier- und Vergärungsanlagen der Schweiz und der von ihnen verarbeiteten Mengen an organischen Abfällen

	Anzahl Anlagen	Anteil Anlagen	Verarbeitete Tonnen 2023	Anteil verarbeitete Tonnen 2023
Kompostierung	171	62 %	497'849	38 %
Co-Vergärung	72	26 %	174'757	13 %
Industrielle Vergärung ohne Kompostierung	23	8 %	378'842	29 %
Industrielle Vergärung mit Nachkompostierung	9	3 %	261'270	20 %
Total Anlagen	275	100 %	1'306'352	100 %

A7. Interessen Anwendergruppen

Tabelle 49: Nicht abschliessende Übersicht zur Relevanz ausgewählter Bewertungskriterien aus Sicht zentraler Akteursgruppen entlang der Wertschöpfungskette.

Eigenschaft	Hersteller/ Entwickler	Handel	Konsument	Verwerter, Grüngutanlage
Verarbeitung und Gebrauch				
Herkömmlich verarbeitbar	✓			
Mechanische Stärke	✓	✓	✓	
Funktionsidentisch mit herkömmlichem Material	✓	✓		
Kompatibel mit Logistik	✓	✓		
Wasserbarriere / Wasserdampfdurchlässigkeit		✓		
Sauerstoffbarriere		✓		
Optische Transparenz		✓	✓	
Witterungsbeständigkeit		✓	✓	
optische und haptische Faktoren		✓	✓	✓
Verlängerung der Lebensdauer des Produkts	✓	✓	✓	
Nährstoffgewinn durch Abbauprodukt				✓
Materialherkunft				
Reststoff-basiert	✓	✓	✓	
biobasiert	✓	✓	✓	
aus Rezyklat	✓	✓	✓	
Verwertung				
Rezyklierbar	✓	✓	✓	✓
Sortierbarkeit (Triage-tauglich)		✓	✓	✓
vollständige Abbaubarkeit			✓	✓
Heimkompostierbar			✓	✓
Grüngut-tauglich			✓	✓
gezielt zeitlich gesteuerte Abbaubarkeit		✓	✓	

A8. Produktklassierung

Tabelle 50: Kategorien nach NOGA (NOGA 2025 | KUBB - Anwendung zur Unterstützung der Codierung, o. J.)

22 Herstellung von Gummi- und Kunststoffwaren				
221 Herstellung von Gummiwaren				
2211 Herstellung und Runderneuerung von Bereifungen				
			<u>221100 Herstellung und Runderneu- erung von Bereifungen</u>	Diese Art umfasst:
				Herstellung von Gummireifen für Fahrzeuge, Geräte, mobile Maschinen, Flugzeuge, Spielzeug, Möbel und andere Verwendungszwecke:
				Luftreifen
				Vollgummi- oder Polsterreifen
				Herstellung von Schläuchen für Reifen
				Herstellung von auswechselbaren Reifenaufläufen, Reifenlamellen, Camelback-Streifen für die Runderneuerung von Reifen usw.
				Erneuerung und Runderneuerung von Reifen
				Diese Art umfasst nicht:
				<u>Herstellung von Schlauchreparaturmaterial, siehe 221200</u>
				<u>Reparatur, Montage oder Austausch von Reifen und Schläuchen, siehe 953000</u>
			<u>221200 Herstellung von sonstigen Gummiwaren</u>	Diese Art umfasst:
				Herstellung von sonstigen Erzeugnissen aus Natur- oder Synthetikgummi, unvulkanisiert, vulkanisiert oder gehärtet:
				Platten, Blätter, Streifen, Stangen, Profile aus Gummi
				Röhren, Rohre und Schläuche
				Förderbänder oder Treibriemen aus Gummi
				Hygieneartikel aus Gummi: Hüllen für Empfängnisverhütungsmittel, Sauger, Wärmflaschen usw.
				Bekleidungsartikel aus Gummi
				Gummifäden und -seile
				gummierte Garne und Gewebe
				Ringe, Armaturen und Dichtungen aus Gummi
				Walzenbezüge aus Gummi
				aufblasbare Gummimatratten
				aufblasbare Luftballons
				Herstellung von Gummibürsten

			Herstellung von Rohrstielen aus Hartgummi
			Herstellung von Hartgummikämmen, Haarnadeln, Haarwicklern und dergleichen
			Herstellung von Gummikompensatoren für die Bauindustrie
			Herstellung von Zellkautschuklatex
			Herstellung von Bodenbelägen aus Gummi
			Diese Art umfasst ferner:
			Herstellung von Gummireparaturmaterial
			Herstellung von mit Kautschuk getränkten, bestrichenen, überzogenen oder laminierten textilen Flächengebilden
			Herstellung von Wasserbettmatratzen aus Gummi
			Herstellung von Badekappen und Schürzen aus Gummi
			Herstellung von Neoprenanzügen und Tauchanzügen aus Gummi
			Herstellung von Sexartikeln aus Gummi
			Herstellung von Bekleidung aus Latex
			Diese Art umfasst nicht:
			<u>Herstellung von Reifencordgewebe, siehe 139600</u>
			Herstellung von Bekleidung aus elastischen Geweben, siehe 1422, 142900
			<u>Gummisohlen und andere Gummiteile für Schuhe, siehe 152000</u>
			<u>Herstellung von Leimen und Klebstoffen auf Kautschukbasis, siehe 205900</u>
			<u>Herstellung von Camelback-Streifen, siehe 221100</u>
			Herstellung von aufblasbaren Flößen und Booten, siehe 301100, 301200, 301300
			<u>Herstellung von Matratzen aus ungedecktem Zellkautschuk, siehe 310009</u>
			<u>Herstellung von Sportartikeln aus Gummi (z. B. Schwimm- und Planschbecken), ausser Bekleidung, siehe 323000</u>
			<u>Herstellung von Spielen und Spielzeug aus Gummi (einschliesslich Kinderplanschbecken, aufblasbare Kindergummiboote, aufblasbare Gummitiere, Bälle usw.), siehe 324000</u>
			<u>Wiederaufbereitung von Gummi, siehe 382100</u>
			222 Herstellung von Kunststoffwaren
			2221 Herstellung von Platten, Folien, Schläuchen und Profilen aus Kunststoffen
		<u>222100 Herstellung von Platten, Folien, Schläuchen und Profilen aus Kunststoffen</u>	Diese Art umfasst:
			Herstellung von Halbfabrikaten aus Kunststoff:

			Kunststoffplatten, -blätter, -blöcke, -folien, -streifen usw.
			Herstellung von Kunststoff-Fertigerzeugnissen:
			Rohre und Schläuche aus Kunststoff; Schlauch- und Rohrformstücke
			Zellophanfolien oder -platten
			Herstellung von flexiblen oder starren Platten und Folien aus zelligem Polyurethan
			Herstellung von Platten, Folien, Filmen, Bändern und Streifen aus Kunststoff, verstärkt, laminiert, gestützt oder in ähnlicher Weise mit anderen Materialien kombiniert
			Herstellung von selbstklebenden Platten, Folien, Filmen, Bändern und Streifen aus Kunststoff
			Diese Art umfasst nicht:
			<u>Herstellung von Kunststoffen in Primärformen, siehe 201600</u>
			<u>Herstellung von Waren aus synthetischem oder natürlichem Kautschuk, siehe 221</u>
			<u>Einbetten von Metallrohren mit Polyurethanschäum und Ummantelung mit einem Kunststoffrohr (z. B. für die Dampf- und Heisswasserversorgung), siehe 222500</u>
			<u>2222 Herstellung von Verpackungsmitteln aus Kunststoffen</u>
		<u>222200 Herstellung von Verpackungsmitteln aus Kunststoffen</u>	Diese Art umfasst:
			Herstellung von Kunststoffartikeln für die Verpackung von Waren:
			Kunststoffbeutel, -säcke, -behälter, -kisten, -kübel, -flaschen usw.
			Diese Art umfasst nicht:
			<u>Herstellung von Gepäck und Handtaschen aus Kunststoff, siehe 151200</u>
			<u>2223 Herstellung von Türen und Fenstern aus Kunststoffen</u>
		<u>222300 Herstellung von Türen und Fenstern aus Kunststoffen</u>	Diese Art umfasst:
			die Herstellung von Türen, Fenstern und deren Rahmen aus Kunststoff
			Herstellung von Türen und Fenstern aus mehreren Materialien, deren Rahmen aus Kunststoff bestehen
			Herstellung von Fensterläden, Jalousien (einschliesslich Jalousien) und ähnlichen Erzeugnissen und Teilen davon aus Kunststoff
			Herstellung von Fenster- und Türläden aus mehreren Materialien mit einem Rahmen aus Kunststoff
			<u>2224 Herstellung von Baubedarfsartikeln aus Kunststoffen</u>

			<u>222400</u> <u>Herstellung</u> <u>von</u> <u>Baubedarfsarti</u> <u>keln aus</u> <u>Kunststoffen</u>	Diese Art umfasst:
				Herstellung von Kunststoffwaren für den Bau:
				Sockelleisten
				Tanks, Behälter, Reservoirs
				Boden-, Wand- und Deckenbeläge aus Kunststoff in Rollen oder in Form von Fliesen usw.
				Sanitärartikel aus Kunststoff wie Badewannen, Duschwannen, Waschbecken, Klosettschüsseln, Spülkästen usw.
				Herstellung von elastischen Bodenbelägen (z. B. Vinyl, Linoleum)
				Diese Art umfasst ferner:
				Herstellung von Sanitärkeramik aus einer Mischung von Kunststoffen und Mineralien, wobei die Mineralien als Füllstoff dienen
				Diese Art umfasst nicht:
				<u>Herstellung von Gummiböden, siehe 221200</u>
				<u>Herstellung von Türen und Fenstern aus Kunststoff, siehe 222300</u>
			<u>2225 Bearbeitung und Veredlung von Kunststoffwaren</u>	
			<u>222500</u> <u>Bearbeitung</u> <u>und Veredlung</u> <u>von</u> <u>Kunststoffware</u> <u>n</u>	Diese Art umfasst allgemeine Tätigkeiten zur Verarbeitung und Veredelung von Kunststofferzeugnissen, die typischerweise auf Lohn- oder Vertragsbasis durchgeführt werden:
				Bearbeitung von Kunststoffen (z. B. durch Schneiden, Anfasen, Drehen, Fräsen, Bohren, Gewindeschneiden mit Hilfe von CNC- oder anderen Maschinen)
				Biegen, Kleben und Schweissen von Kunststoffen
				Bearbeitung von Kunststoffoberflächen (z. B. durch Gravieren, Sandstrahlen, Mikrostrahlen, Polieren)
				Beschichten von Kunststoffoberflächen (z. B. Lackieren, Lackieren und Metallisieren von Kunststoffen)
				Diese Art umfasst ferner:
				Ummantelung von Metallrohren mit Kunststoffen
				Schweissen von Kunststofftanks und -rohren
				Metallbeschichtung von Kunststoffen
				Diese Art umfasst nicht:
				<u>Kunststoffbeschichtung von Metalloberflächen, siehe 255100</u>

			<u>2226 Herstellung von sonstigen Kunststoffwaren</u>
			<u>222600</u> <u>Herstellung</u> <u>von sonstigen</u> <u>Kunststoffware</u> <u>n</u>
			Diese Art umfasst:
			Herstellung von Geschirr, Küchenartikeln und Toilettenartikeln aus Kunststoff
			Herstellung verschiedener Kunststoffserzeugnisse, z. B.:
			Kopfbedeckung aus Kunststoff, ausgenommen Sicherheitskopfbedeckungen, Isolierarmaturen, Teile von Beleuchtungskörpern, Büro- und Schulbedarf, Bekleidungsartikel, Möbelbeschläge, Statuetten, Antriebs- und Förderbänder, Schuhleisten aus Kunststoff, Zigarren- und Zigarettenspitzen aus Kunststoff, Käämme, Lockenwickler aus Kunststoff, Neuheiten aus Kunststoff
			Herstellung von Erzeugnissen aus Polymer-Ton
			Diese Art umfasst ferner:
			Herstellung von Kunststoffgeräten für die Reinigung
			Diese Art umfasst nicht:
			<u>Herstellung von Gepäckstücken aus Kunststoff, siehe 151200</u>
			<u>Herstellung von Kunststoffschuhen, siehe 152000</u>
			<u>Herstellung von Möbeln aus Kunststoff, siehe 310000</u>
			<u>Herstellung von Matratzen aus ungedecktem Schaumstoff, siehe 310009</u>
			<u>Herstellung von Sportartikeln aus Kunststoff, siehe 323000</u>
			<u>Herstellung von Spielen und Spielzeug aus Kunststoff, siehe 324000</u>
			<u>Herstellung von medizinischen und zahnmedizinischen Geräten aus Kunststoff, siehe 325002</u>
			<u>Herstellung von augenoptischen Artikeln aus Kunststoff, siehe 325003</u>
			<u>Herstellung von Kopfbedeckungen und anderen persönlichen Schutzausrüstungen aus Kunststoff, siehe 329900</u>