

TEXTE

85/2024

# Untersuchung des Vorkommens von PFAS (Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen) in Abfallströmen

Abschlussbericht



TEXTE 85/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für  
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3719 34 307 0

FB001215

# **Untersuchung des Vorkommens von PFAS (Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen) in Abfallströmen**

Abschlussbericht

von

Dr. Björn Meermann, Marcus von der Au  
Bundesanstalt für Materialforschung und- prüfung, Berlin

Alexander Potrykus, Benjamin Schramm, Klaudija Obajdin, Emiel Adriaan de Bruijne, Ferdinand Zott & Carina Broneder  
Ramboll Deutschland GmbH

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

## **Impressum**

### **Herausgeber**

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[buergerservice@uba.de](mailto:buergerservice@uba.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

### **Durchführung der Studie:**

Bundesanstalt für Materialforschung und -prüfung  
Richard-Willstätter-Straße 11  
12489 Berlin

### **Abschlussdatum:**

August 2023

### **Redaktion:**

Fachgebiet III 1.5, Abfallwirtschaft, Basler Übereinkommen  
Röhreich, Mareike

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Mai 2024

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

## **Kurzbeschreibung: Untersuchung des Vorkommens von PFAS (Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen) in Abfallströmen**

Zur Abschätzung des Risikos von per- und polyfluorierten Verbindungen (PFAS) für Mensch und Umwelt besteht Forschungsbedarf hinsichtlich ihres Verbleibs in der Umwelt und hier im Besonderen im Hinblick auf ihre Persistenz in Abfallströmen.

Um diese Fragestellung zu adressieren, hat das Umweltbundesamt das Forschungsvorhaben „Untersuchung des Vorkommens von PFAS (Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen) in Abfallströmen“ initiiert. Dieses Vorhaben hat das Ziel einer ersten Identifizierung, Quantifizierung und Bewertung des Vorkommens von PFAS in bestimmten Abfallströmen. Die Notwendigkeit dieser Erfassung und des daraus abgeleiteten Forschungsbedarfs ergibt sich direkt aus dem Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe (POP), in dessen Anhang A bereits Vertreter aus der Gruppe der PFAS (PFOS, ihre Salze und PFOSF, PFOA ihre Salze und PFOA-verwandte Verbindungen sowie PFHxS, ihre Salze und PFHxS-verwandte Verbindungen) aufgenommen wurden.

Um eine repräsentative Probennahme durchführen zu können, wurde hierzu in einem ersten Schritt die aktuelle Situation anhand der verfügbaren Literatur dargestellt und hieraus relevante Abfallströme identifiziert.

Auf Grundlage dieser Ergebnisse wurde ein Probenplan für die als relevant identifizierten Abfallströme entwickelt und eine gezielte Probennahme vorbereitet und durchgeführt. Anhand der erhaltenen Ergebnisse aus der Literaturrecherche und der Analytik wurden die Risiken für Mensch und Umwelt sowie die Auswirkungen auf die Abfallwirtschaft abgeschätzt, sowie Vorschläge zur Grenzwertsetzung und zu möglichen Entsorgungswegen abgeleitet.

### **Abstract: Investigation of the occurrence of PFAS (per- and polyfluorinated alkyl substances) in waste streams**

In order to assess the risk of PFAS to humans and the environment, there is a need for research on their fate in the environment and in particular, with regard to their persistence, in waste streams.

To address this issue, the Federal Environment Agency has initiated the research project "Investigation of the occurrence of PFAS (per- and polyfluorinated alkyl substances) in waste streams". This project aims at the initial identification, quantification and evaluation of the occurrence of PFAS in specific waste streams. The necessity of this survey and the research needs derived from it arise directly from the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs), in whose Annex A representatives from the group of PFAS (PFOS, their salts and PFOSF, PFOA their salts and PFOA-related compounds as well as PFHxS, their salts and PFHxS-related compounds) have already been included.

In order to be able to carry out a representative sampling, the first step is to describe the current situation based on the available literature and to identify relevant waste streams.

Based on these results, a sampling plan was developed for the waste streams identified as relevant and a targeted sampling was prepared and carried out. Based on the results obtained, which include organic fluorine in the form of the sum parameter (EOF), the risks to humans and the environment as well as the effects on waste management were estimated, and suggestions for setting limit values and possible disposal routes were made.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis.....	10
Abkürzungsverzeichnis.....	16
Zusammenfassung.....	23
Summary .....	36
1 Hintergrund und Zielsetzung.....	49
1.1 Hintergrund zur Stoffklasse der PFAS .....	49
1.2 Rechtshintergrund .....	54
1.2.1 Allgemeiner Überblick und Entwicklungen.....	54
1.2.2 Stockholmer Übereinkommen.....	54
1.2.3 POP-Verordnung.....	55
1.2.3.1 Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung von POP .....	55
1.2.3.2 Abfallbewirtschaftung von POP .....	57
1.2.4 REACH-Verordnung.....	58
1.2.5 CLP-Verordnung.....	60
1.2.6 Wasser .....	60
1.2.6.1 Wasserrahmenrichtlinie .....	60
1.2.6.2 Trinkwasserrichtlinie.....	61
1.2.7 Kosmetische Mittel .....	62
1.2.8 Material mit Lebensmittelkontakt.....	64
1.2.9 Industrieemissionen.....	64
1.2.10 Ausbringung auf Böden.....	65
1.2.10.1 Klärschlamm .....	65
1.2.10.2 Düngemittel .....	66
1.3 Zielsetzung .....	67
2 Herangehensweise .....	68
2.1 Literaturrecherche zum PFAS Hintergrund (Betrachtete Studien, Datenquellen, Datenermittlung) .....	68
2.2 Probennahme.....	70
2.2.1 Alttextilien.....	70
2.2.2 Klärschlamm.....	70
2.2.3 Waschlösungen aus der thermischen Sonderabfallbehandlung .....	70
2.2.4 Papierabfälle .....	70

2.2.5	Böden .....	70
2.2.6	Baumarktprodukte.....	71
2.3	Verwendete Extraktion und Aufreinigung .....	71
2.4	Verwendete Probenanalytik .....	71
2.5	PFAS-Konzentrationen aus der Literatur .....	71
2.6	Durchschnittliche PFAS-Konzentrationen.....	73
2.7	Statistische Abfalldaten und PFAS-Massenströme .....	73
2.8	Darstellung des Umweltkontextes für die ausgewählten Abfallströme .....	73
2.9	Betrachtungen zur Ableitung von Grenzwerten .....	74
2.9.1	Begrenzungskriterien .....	74
2.9.1.1	Analyseverfahren.....	74
2.9.1.2	Hintergrundkontamination.....	75
2.9.1.3	Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten.....	75
2.9.1.4	Wirtschaftliche Auswirkungen.....	76
2.9.1.5	Grenzwerte .....	77
2.9.1.6	Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen .....	77
2.10	Entwicklung von Handlungsanweisungen.....	78
3	Ergebnisse .....	79
3.1	Literaturrecherche zur Stoffgruppe der PFAS.....	79
3.1.1	Herstellung und Verwendung .....	79
3.1.2	Trends zur Substitution.....	83
3.1.3	Einsatzbereich von per- und polyfluorinierten Verbindungen .....	84
3.1.3.1	Papierindustrie.....	85
3.1.3.2	Textilindustrie .....	86
3.1.3.3	Galvanik .....	86
3.1.3.4	Baustoffe.....	87
3.1.4	Eintragspfade .....	88
3.1.4.1	Oberflächenwasser .....	88
3.1.4.2	Klärschlamm und Kläranlagenabläufe .....	89
3.1.5	Analytische Methoden.....	93
3.2	Analyseergebnisse.....	94
3.2.1	Textilien.....	94
3.2.2	Klärschlamm.....	96
3.2.1	Waschlösungen einer thermischen Sonderabfallbehandlung.....	97

3.2.2	Papier .....	99
3.2.3	Böden .....	99
3.2.4	Baumarktprodukte .....	100
3.3	PFAS-Konzentrationen in ausgewählten Abfallfraktionen aus weiterer Literaturrecherche .....	102
3.3.1	Textilien .....	105
3.3.2	Klärschlamm .....	107
3.3.3	Papier .....	109
3.3.4	Böden .....	111
3.4	Abfalldaten und Materialflüsse von PFAS in ausgewählten Abfallströmen .....	114
3.4.1	Textilien .....	114
3.4.1.1	Abfalldaten .....	114
3.4.1.2	Materialfluss .....	115
3.4.2	Klärschlamm .....	119
3.4.2.1	Abfalldaten .....	119
3.4.2.2	Materialfluss .....	119
3.4.3	Papier .....	122
3.4.3.1	Abfalldaten .....	122
3.4.3.2	Materialfluss .....	124
3.4.4	Böden .....	125
3.4.4.1	Abfalldaten .....	125
3.4.4.2	Materialfluss .....	125
3.4.5	Zusammenfassung .....	128
3.5	Darstellung des Umweltkontextes für die ausgewählten Abfallströme .....	129
3.5.1	Textilien .....	131
3.5.2	Klärschlamm .....	135
3.5.3	Papier .....	137
3.5.4	Böden .....	140
3.6	Betrachtungen zu Abfallgrenzwerten für PFAS .....	144
3.6.1	Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien für den Abfallstrom der Böden .....	148
3.6.1.1	Untere Begrenzungskriterien .....	148
3.6.1.2	Obere Begrenzungskriterien .....	156
3.6.2	Schlussfolgerung für die Abfallgrenzwerte .....	160
3.7	Empfehlungen für Grenzwerte .....	162

3.7.1	Grenzwerte .....	162
3.8	Empfehlungen für Entsorgungswege.....	163
3.8.1	Textilien.....	163
3.8.2	Klärschlamm.....	165
3.8.3	Papier .....	166
3.8.4	Böden.....	168
	Quellenverzeichnis .....	171
A	Anhang .....	186

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Strukturformel von PFOA .....	49
Abbildung 2:	Aufteilung von per- und polyfluorierten Verbindungen gemäß OECD.....	50
Abbildung 3:	Untergruppen der Perfluoralkylsäuren gemäß OECD-Einteilung .....	51
Abbildung 4:	Untergruppen der per- und polyfluorierten Alkylether gemäß OECD-Einteilung .....	53
Abbildung 5:	Strukturformel des 8:2 FTOH.....	54
Abbildung 6:	Eingrenzung des Konzentrationsbereichs einer Substanz zur Ableitung von Grenzwerten .....	74
Abbildung 7:	Graphische Darstellung der Ermittlung möglicher Grenzwerte basierend auf den dadurch verursachten Abfallmengen.....	76
Abbildung 8:	Schematische Pfade von PFAS in die Abfallströme, die Umwelt und die Exposition des Menschen.....	79
Abbildung 9:	Überblick über den prozentualen Anteil der registrierten PFAS in den einzelnen Stoffklassen.....	84
Abbildung 10:	Prozentuale Verwertung bzw. Entsorgung von kommunalen Klärschlamm.....	90
Abbildung 11:	Prozentuale Verwertung von kommunalem Klärschlamm. ....	91
Abbildung 12:	PFAS Schadensfälle in NRW.....	92
Abbildung 13:	Gemessene EOF-Gehalte in den untersuchten Klärschlammproben - KW1-KW8 entstammen aus Kläranlagen der Papierindustrie, die Proben KW9-KW17 entstammen aus kommunalen Kläranlagen.....	97
Abbildung 14:	Gemessene EOF-Konzentrationen in Wäschern einer thermischen Sonderabfallbehandlungsanlage – die Proben wurden über einen Zeitraum von einem Monat genommen. .	98
Abbildung 15:	Gemessene EOF-Gehalte in den untersuchten Böden.....	100
Abbildung 16:	Potentielle Grenzwerte für PFOS und PFOA und die dadurch betroffene Abfallmenge für Böden .....	154

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Textilproben. Alle Daten in µg/kg.....	26
Tabelle 2:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Klärschlammproben. Alle Daten in µg/kg.....	27
Tabelle 3:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Papierproben. Alle Daten in µg/kg .....	28

Tabelle 4:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den identifizierten Bodenproben. Alle Proben aus Rastatt wurden miteinbezogen. Alle Daten in µg/kg.....	29
Tabelle 5:	Zusammenfassung der errechneten PFAS-Massenströme aus dem Mittelwert der ausgewählten Abfallströme. Alle Angaben in kg.....	30
Tabelle 6:	Zusammenfassung der errechneten PFAS-Massenströme aus dem Medianwert der ausgewählten Abfallströme. Alle Angaben in kg.....	30
Tabelle 7:	Ausgewählte Abfallströme, Entsorgungswege, Risiken und Empfehlungen .....	33
Table 8:	PFAS mean and median values in the textile samples found. All data in µg/kg.....	39
Table 9:	PFAS mean and median values in the sewage sludge samples found. All data in µg/kg.....	40
Table 10:	PFAS mean and median values in the paper samples found. All data in µg/kg.....	41
Table 11:	PFAS mean and median values in the identified soil samples. All samples from Rastatt were included. All data in µg/kg.....	42
Table 12:	Summary of calculated PFAS mass flows from the average of the selected waste streams. All figures in kg.....	43
Table 13:	Summary of calculated PFAS mass flows from median of selected waste streams. All figures in kg.....	43
Table 14:	Selected waste streams, disposal routes, risks and recommendations .....	45
Tabelle 15:	Beispiele von BVT-Schlussfolgerungen für PFAS .....	65
Tabelle 16:	Verwendete Datenbanken und Suchmaschinen für die durchgeführte Literaturrecherche. ....	69
Tabelle 17:	Entsorgungskosten für Abfälle, sowie die Preisänderung, falls Abfälle über einem potentiellen Grenzwert liegen.....	77
Tabelle 18:	In der Datenbank der ECHA enthaltene Substanzen, die mit dem Suchbegriff „perfluoro“ bzw. „polyfluoro“ extrahiert werden können.....	80
Tabelle 19:	EOF-Gehalt der untersuchten Textilproben.....	94
Tabelle 20:	EOF-Gehalt der untersuchten Papierproben.....	99
Tabelle 21:	EOF-Gehalt der untersuchten Baumarktprodukte.....	100
Tabelle 22:	In der Literaturrecherche gefundene PFAS-Verbindungen....	102
Tabelle 23:	Anzahl an gefundenen Textilproben .....	105
Tabelle 24:	Umrechnungsfaktoren für Textilproben welche in der Einheit µg/m <sup>2</sup> angegeben sind, um sie in µg/kg umzurechnen.....	106
Tabelle 25:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Textilproben. Alle Daten in µg/kg.....	106

Tabelle 26:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Klärschlammproben. Alle Daten in µg/kg.....	108
Tabelle 27:	PFAS-Konzentrationen im Klärschlamm im PFAS-Beschränkungsdossier (Annex XV, 2023b). Alle Werte in µg/kg.	108
Tabelle 28:	Anzahl und Art der gefundenen Papierproben .....	110
Tabelle 29:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Papierproben. Alle Daten in µg/kg. ....	110
Tabelle 30:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den identifizierten Bodenproben. Eluatproben aus Rastatt wurden nicht mit einbezogen. Alle Daten in µg/kg. ....	112
Tabelle 31:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den identifizierten Bodenproben. Feststoffproben aus Rastatt wurden nicht miteinbezogen. Alle Daten in µg/kg. ....	112
Tabelle 32:	PFAS-Mittel- und Medianwerte in den identifizierten Bodenproben. Alle Proben aus Rastatt wurden miteinbezogen. Alle Daten in µg/kg. ....	113
Tabelle 33:	Abfalldaten zu separat gesammelten Altkleidern in 2018 aus (BVSE, 2020). Alle Daten in Tonnen.....	114
Tabelle 34:	Abfalldaten zu separat gesammelten Alttextilien in 2018 (CN-Code W076). Alle Daten in Tonnen. ....	115
Tabelle 35:	PFAS-Materialflüsse in separat gesammelten Altkleidern in 2018. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet. ....	115
Tabelle 36:	PFAS-Materialflüsse in separat gesammelten Alttextilien in 2018 (CN-Code W076). Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet. ....	116
Tabelle 37:	PFAS-Materialflüsse zu Abfalldaten zu separat gesammelten Alttextilien in 2018 (CN-Code W076). Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet. ....	116

Tabelle 38:	PFAS-Materialflüsse in Textilien gesamt in 2018. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.....	117
Tabelle 39:	Klärschlammensorgung aus der öffentlichen Abwasserbehandlung in 2020 (Destatis, 2020a). Alle Werte in Tonnen.....	119
Tabelle 40:	PFAS-Materialflüsse in Klärschlämmen in 2020. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.....	120
Tabelle 41:	Abfalldaten zu Altpapieren in Deutschland. Verwertungen basieren auf Annahmen und Daten aus (Die Papierindustrie, 2020, 2022). Alle Werte in Tonnen.....	123
Tabelle 42:	PFAS-Materialflüsse in Altpapier in 2020. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.....	124
Tabelle 43:	Bodenentsorgung in Deutschland in 2018. Alle Daten in Tonnen (Eurostat, 2022) .....	125
Tabelle 44:	PFAS-Materialflüsse in Böden in 2018. Eluatproben aus Rastatt wurden nicht miteinbezogen. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.....	126
Tabelle 45:	PFAS-Materialflüsse in Böden in 2018. Sedimentproben aus Rastatt wurden nicht miteinbezogen.....	127
Tabelle 46:	PFAS-Materialflüsse in Böden in 2018. Alle Proben aus Rastatt wurden miteinbezogen. ....	127
Tabelle 47:	Zusammenfassung der errechneten PFAS-Massenströme aus dem Mittelwert der ausgewählten Abfallströme. Alle Angaben in kg. ....	129
Tabelle 48:	Zusammenfassung der errechneten PFAS-Massenströme aus dem Medianwert der ausgewählten Abfallströme. Alle Angaben in kg. ....	129

Tabelle 49:	Umweltkontext der PFAS im Abfallstrom der Textilien für die Behandlungswege der stofflichen Verwertung, der thermischen Beseitigung und der Ablage auf einer Deponie/sonstiges.....	131
Tabelle 50:	Umweltkontext der PFAS im Abfallstrom der kommunalen Klärschlämme für die Behandlungswege der stofflichen Verwertung, der thermischen Beseitigung und der Ablage auf einer Deponie/sonstiges.....	135
Tabelle 51:	Umweltkontext der PFAS im Abfallstrom der Papiere für die Behandlungswege der stofflichen Verwertung, der thermischen Beseitigung und der Ablage auf einer Deponie/sonstiges.....	137
Tabelle 52:	Umweltkontext der PFAS im Abfallstrom der Böden für die Behandlungswege der stofflichen Verwertung, der thermischen Beseitigung und der Ablage auf einer Deponie/sonstiges.....	140
Tabelle 53:	Die in diesem Vorhaben identifizierten Vorläufersubstanzen und assoziierten Perfluorcarbonsäuren nach dem TOP-Assay .....	146
Tabelle 54:	Durchschnittliche PFAS-Konzentrationen in Böden vor und nach dem rechnerischen TOP-Assay. Alle Werte in [µg/kg] ...	148
Tabelle 55:	Bestimmungsgrenzen und Kosten für die Analyse von PFAS in den 4 ausgewählten Abfallströmen.....	148
Tabelle 56:	Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend auf typischen Detektionslimits für PFAS in Böden.....	149
Tabelle 57:	Zusammenfassung von PFAS-Konzentrationen in Böden aus Brusseau et al. (2020). Alle Werte in [µg/kg] .....	150
Tabelle 58:	Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend auf der hier angenommenen Hintergrundkontamination in Deutschland	152
Tabelle 59:	Maximale und verwendete Müllverbrennungskapazitäten in Deutschland.....	152
Tabelle 60:	Kapazitäten für die stationäre Bodenbehandlung in Deutschland aus Frauenstein & Mahrle (2020).....	153
Tabelle 61:	Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend auf den dadurch anfallenden zu beseitigenden Abfallmengen und maximaler Behandlungskapazität .....	155
Tabelle 62:	Beseitigungsverfahren für Böden und die damit assoziierten Kosten (gerundet).....	155
Tabelle 63:	Entstehende Entsorgungskosten für Bodenmaterial für potentielle Grenzwerte für PFOS und PFOA (gerundet) .....	156
Tabelle 64:	Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend auf den wirtschaftlichen Auswirkungen .....	156
Tabelle 65:	Aktuelle geltende Grenzwerte für PFAS in Deutschland .....	156

Tabelle 66:	Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend den aktuell geltenden Abfallgrenzwerten in Anhang IV der POP-Verordnung.....	157
Tabelle 67:	In der Literatur gefundene PNEC-Wert .....	158
Tabelle 68:	Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend den gefundenen PNEC-Werten in Böden .....	160
Tabelle 69:	Ergebnisse für die unteren und oberen Begrenzungskriterien für PFOS und PFOA in Böden. Alle Werte in [µg/kg]. .....	160
Tabelle 70:	Ausnahmeregelung für PFAS laut POP-Verordnung (konsolidierte Fassung vom 2.2.2021).....	186
Tabelle 71:	PFAS, die in ANNEX I der Verordnung (EU) Nr. 10/2011 geregelt sind (konsolidierte Fassung vom 23.9.2020).....	187

## Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
<b>10:2 diPAP</b>	10:2 Fluortelomerphosphatdiester
<b>10:2 FTOH</b>	2-(Perfluordecyl)ethylalkohol
<b>11CI-PF3OUdS</b>	11-Chloroeicosafluor-3-oxaundecan-1-sulfon-säure
<b>4:2 FTOH</b>	2-(Perfluorbutyl)ethylalkohol
<b>4:2 FTS</b>	4:2-Fluortelomersulfonsäure
<b>5:3 FTCA</b>	4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Undecafluoroctansäure
<b>6:2 / 8:2 diPAP</b>	6:2/8:2 Fluortelomerphosphatdiester
<b>6:2 diPAP</b>	6:2 Fluortelomerphosphatdiester
<b>6:2 FTOH</b>	2-(Perfluorhexyl)ethylalkohol
<b>6:2 FTS; H4PFOS</b>	6:2-Fluortelomersulfonsäure
<b>6:2 PAP</b>	Mono[2-(perfluorhexyl)ethyl] Phosphat
<b>7:3 FTCA</b>	2H,2H,3H,3H-Perfluordecansäure
<b>7H-PFHpA</b>	7H-Perfluorheptansäure
<b>8:2 / 10:2 di PAP</b>	8:2/10:2 Fluortelomerphosphatdiester
<b>8:2 diPAP</b>	8:2 Fluortelomerphosphatdiester
<b>8:2 FTOH</b>	2-(Perfluoroctyl)ethylalkohol
<b>8:2 FTS</b>	8:2-Fluortelomersulfonsäure
<b>8:2 PAP</b>	Perfluordecylphosphat
<b>9CI-PF3ONS</b>	9-Chlorhexadecafluor-3-oxanonan-1-sulfon-säure
<b>AbfKlärV</b>	Klärschlammverordnung
<b>AbfRRL</b>	Rahmenrichtlinie 2008/98/EG über Abfälle
<b>ADONA / H-DONA</b>	Ammonium-2,2,3-trifluor-3-(1,1,2,2,3,3-hex-afluor-3-(trifluormethoxy)propoxy)propanoat
<b>AFFF</b>	Feuerlöschschäume (aus dem engl. <i>aqueous film forming foam</i> )
<b>AOF</b>	Adsorbierbares organisches Fluor

<b>Abkürzung</b>	<b>Bedeutung</b>
<b>APFO</b>	Ammoniumpentadecafluorooctanoat
<b>AVV</b>	Abfallverzeichnisverordnung
<b>BfR</b>	Bundesinstitut für Risikobewertung
<b>BlmSchG</b>	Bundes-Immissionsschutzgesetz
<b>BMBF</b>	Bundesministerium für Bildung und Forschung
<b>BMUV</b>	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz
<b>BVT</b>	beste verfügbare Techniken
<b>CAS</b>	Chemical Abstracts Service
<b>ChemG</b>	Chemikaliengesetz
<b>ChemVerbotsV</b>	Chemikalien-Verbotsverordnung
<b>CIC</b>	Verbrennungssionenchromatographie (aus dem engl. Combustion Ion Chromatography)
<b>CI-PFHxPA</b>	6-Chlorperfluorhexylphosphorsäure (-)
<b>CLP-VO</b>	(Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen)
<b>DepV</b>	Deponieverordnung
<b>diSAMPAP</b>	Di-substituierte Polyfluoralkylphosphatester von N-Ethyl-Perfluoroktansulfonamidoethanol
<b>DNEL</b>	Derived-no-effect-level (Deutsch: abgeleiteter Expositionsgrenzwert, unterhalb dessen ein Stoff zu keiner Beeinträchtigung der menschlichen Gesundheit führt)
<b>dTOP</b>	Direktes TOP-Assay

<b>Abkürzung</b>	<b>Bedeutung</b>
<b>DümV</b>	Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung)
<b>EBS</b>	Ersatzbrennstoff
<b>ECHA</b>	Europäische Chemikalien Agentur
<b>EOF</b>	Extrahierbares organisches Fluor
<b>EP</b>	Europäisches Parlament
<b>EPA</b>	Umweltschutzbehörde der USA (aus dem engl. <i>Environmental Protection Agency</i> )
<b>EPO</b>	Europäisches Patentamt
<b>ER</b>	Europäischer Rat
<b>EtFOSAA</b>	N-Ethylperfluoroctansulfonamidoessigsäure
<b>EU</b>	Europäische Union
<b>FOSAA</b>	Perfluoroctansulfonamidoessigsäure
<b>GefStoffV</b>	Gefahrstoffverordnung
<b>GOW</b>	Gesundheitliche Orientierungswerte
<b>GrwV</b>	Grundwasserverordnung
<b>H2PFDA</b>	2H,2H-Perfluordecansäure
<b>H4PFUnDA</b>	2H,2H,3H,3H-Perfluorundecansäure
<b>HFPO-DA</b>	2,3,3,3-Tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionsäure, ihre Salze und ihre Acylhalogenide
<b>HPFHpA</b>	7H-Dodecafluorheptansäure
<b>HPLC</b>	Hochleistungsflüssigkeitschromatographie (aus dem engl. <i>high performance liquid chromatography</i> )
<b>HR-CS-GFMAS</b>	Hochauflösende <i>continuum source</i> Graphitrohr-Molekülabsorptionsspektroskopie (aus dem engl. <i>High resolution-continuum source-</i>

Abkürzung	Bedeutung
	<i>graphite furnace-molecular absorption spectrometry)</i>
<b>IED</b>	Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (aus dem engl. <i>Industrial Emissions Directive</i> )
<b>KrWG</b>	Kreislaufwirtschaftsgesetz
<b>LFGB</b>	Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch
<b>LW</b>	Gesundheitlicher Leitwert
<b>MS</b>	Massenspektrometrie
<b>N-EtFOSA</b>	Sulfluramid
<b>N-EtFOSAA</b>	N-Ethylperfluoroctansulfonamidoessigsäure
<b>NGO</b>	Nichtregierungsorganisation (aus dem engl. <i>non-governmental organization</i> )
<b>N-MeFOSA</b>	Heptadecafluor-N-methyloctansulfonamid
<b>N-MeFOSAA</b>	N-Methylperfluor-1-octansulfonamidoessigsäure
<b>OECD</b>	Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (aus dem engl. <i>organisation for economic co-operation and development</i> )
<b>OGewV</b>	Oberflächengewässerverordnung
<b>OPGW</b>	obere POP Grenzwerte
<b>PFAA</b>	Perfluoralkylsäuren, Perfluorsäuren (Perfluorcarbonsäuren und -sulfönsäuren)
<b>PFAS</b>	Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen (aus dem engl. <i>per- and polyfluorinated alkyl substances</i> )
<b>PFBA</b>	Perfluorbutansäure
<b>PFBS</b>	Perfluorbutansulfonsäure
<b>PFCA</b>	Perfluorcarbonsäuren

<b>Abkürzung</b>	<b>Bedeutung</b>
<b>PFDA</b>	Perfluordecansäure
<b>PFDoDA</b>	Perfluordodecansäure
<b>PFDoDS</b>	Perfluordodecansulfonsäure
<b>PFDS</b>	Perfluordecansulfonsäure
<b>PFECHS</b>	Perfluor-p-ethylcyclohexylsulfonsäure
<b>PFHpA</b>	Perfluorheptansäure
<b>PFHpS</b>	Perfluorheptansulfonsäure
<b>PFHxA</b>	Perfluorhexansäure
<b>PFHxDA</b>	Perfluorhexandecansäure
<b>PFHxS</b>	Perfluorhexan-1-sulfonsäure und ihre Salze
<b>PFNA</b>	Perfluorononansäure
<b>PFNS</b>	Perfluorononansulfonsäure
<b>PFOA</b>	Perfluoroctansäure
<b>PFODA</b>	Perfluorooctandecansäure
<b>PFOS</b>	Perfluorooctansulfonsäure
<b>PFOSA</b>	Perfluorooctansulfonamid
<b>PFPA</b>	Perfluorphosphorsäuren
<b>PPPeA</b>	Perfluorpentansäure
<b>PFPrA</b>	Perfluorpropansäure
<b>PFPS</b>	Perfluorpentansulfonsäure
<b>PFSA</b>	Perfluorsulfonsäuren
<b>PFSA</b>	Perfluorsulfonsäuren
<b>PFTeDA</b>	Perfluortetradecansäure
<b>PFTrDA</b>	Perfluortridecansäure
<b>PFTrDS</b>	Perfluortridecansulfonsäure
<b>PFUnDA</b>	Perfluorundecansäure
<b>PFUnDS</b>	Perfluorundecansulfonsäure

Abkürzung	Bedeutung
PNEC	predicted no effect concentration (Deutsch: vorhergesagte Konzentration, bei der keine Wirkung auftritt)
POP	Persistente organische Schadstoffe (aus dem engl. <i>persistent organic pollutants</i> )
<b>POP-Abfall-ÜberwachV</b>	Verordnung über die Getrenntsammlung und Überwachung von nicht gefährlichen Abfällen mit persistenten organischen Schadstoffen (POP-Abfall-Überwachungs-Verordnung)
POP-VO	Verordnung (EU) 2019/1021 über persistente organische Schadstoffe
PTFE	Polytetrafluorethylen
REACH-VO	Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe
SAmPAP	Perfluoroktansulfonamidoethanol-basierte Phosphatester
SC	Stockholmer Übereinkommen
SCIP	Datenbank für Verbraucher über gefährliche Stoffe in Produkten (aus dem engl. <i>Substances of Concern In articles as such or in complex objects (Products)</i> )
SPE	Festphasenextraktion (aus dem engl. <i>solid phase extraction</i> )
SPIN	Substances in Products in the Nordic Countries
StBA	Statistisches Bundesamt
SVHC	besonders besorgniserregender Stoff (aus dem engl. <i>substance of very high concern</i> )
TFAA	Trifluoressigsäure

Abkürzung	Bedeutung
<b>TM</b>	Trockenmasse (gleiche Bedeutung wie Trockensubstanz)
<b>TWI</b>	Tolerierbare wöchentliche Aufnahme (aus dem engl. <i>tolerable weekly intake</i> )
<b>UBA</b>	Umweltbundesamt
<b>UPGW</b>	untere POP Grenzwerte
<b>USPTO</b>	US-Amerikanisches Patentamt
<b>UTC</b>	unbeabsichtigte Spurenverunreinigung (aus dem engl. <i>unintentional trace contamination</i> )
<b>WHG</b>	Wasserhaushaltsgesetz
<b>WHO</b>	Weltgesundheitsorganisation (aus dem engl. <i>World Health Organisation</i> )
<b>WRRL</b>	Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - Wasserrahmenrichtlinie

## Zusammenfassung

### Hintergrund und Ziele

In den vergangenen Jahren hat die Bedeutung von per- und polyfluorierten Alkylverbindungen (PFAS) stetig zugenommen. Die Produktionsmenge an PFAS folgte in den vergangenen Jahrzehnten einem stark steigenden Trend. PFAS sind Wasser, Schmutz und Fett abweisend. Sie werden weltweit verwendet und man findet sie in zahllosen Produkten, von der Outdoorjacke über die Teflonpfanne bis hin zu Feuerlöschschäumen (UBA, 2020a). Da PFAS so vielfältig verwendet werden, gibt es auch viele Wege, wie sie in die Umwelt gelangen können: Bei der Herstellung der Chemikalien selbst, ihrer Weiterverarbeitung zu Erzeugnissen, beim Gebrauch der Produkte und schließlich bei und nach der Entsorgung.

Mit der steigenden Bedeutung dieser Stoffgruppe, die hauptsächlich auf ihren funktionalen Eigenschaften für viele technische Prozesse beruht, steigt auch die Freisetzung in die Umwelt. PFAS können sich über die Luft, Flüsse und Meere bis in entlegene Gebiete wie die Arktis verteilen. Sie sind kaum abbaubar und bleiben daher für einen sehr langen Zeitraum in der Umwelt. Einige PFAS reichern sich in Tieren, Pflanzen und im Menschen an und wirken zudem gesundheitsschädigend. Erhöhte Konzentrationen von PFOA und PFOS im menschlichen Blut können Wirkungen von Impfungen vermindern, die Neigung zu Infekten erhöhen, zu erhöhten Cholesterinwerten führen und bei Nachkommen ein verringertes Geburtsgewicht zur Folge haben (UBA, 2020a).

Aufgrund ihrer Eigenschaften ist die Abschätzung des Risikos von PFAS für Mensch und Umwelt notwendig und es besteht Forschungsbedarf hinsichtlich ihres Verbleibs in der Umwelt und hier im Besonderen im Hinblick auf ihre Persistenz sowie Eintragsmengen aus Abfallströmen. Um diese Fragestellung zu adressieren hat das Umweltbundesamt das Forschungsvorhaben „Untersuchung des Vorkommens von PFAS (Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen) in Abfallströmen“ initiiert.

Dieses Vorhaben hat das Ziel einer ersten Identifizierung, Quantifizierung und Bewertung des Vorkommens von PFAS in Abfallströmen. Weiterhin soll eine Grundlage für weitere Forschungsschwerpunkte entstehen und Handlungsbedarf abgeleitet werden. Die Notwendigkeit der Erfassung von PFAS in Abfällen ergibt sich direkt aus dem Stockholmer Übereinkommen über persistente organische Schadstoffe (POP), in dessen Anhang A (Eliminierung) bereits Vertreter aus der Gruppe der PFAS (PFOS, ihre Salze und PFOSF, PFOA ihre Salze und PFOA-verwandte Verbindungen sowie PFHxS, ihre Salze und PFHxS-verwandte Verbindungen) aufgenommen wurden.

### Herangehensweise/Methodik

Um die Projektziele zu erreichen wurden zunächst, basierend auf einer Hintergrundrecherche (siehe Kapitel 2.1 und 3.1), relevante Abfallströme identifiziert, ein Probenplan entwickelt und eine gezielte Probennahme und anschließende chemisch-physikalische Analytik durchgeführt, bei der das organische Fluor in Form des Summenparameters (EOF) erfasst wird (siehe Kapitel 2.2, 2.3, 2.4 und 3.2).

Auf Grundlage der Messergebnisse und den daraus abzuleitenden PFAS-Konzentrationen (siehe Kapitel 3.2) sollten PFAS-Massenströme in den jeweiligen Abfallströmen errechnet, und darauf aufbauend, Betrachtungen zu möglichen Entsorgungswegen sowie zu möglichen PFAS-Grenzwerten im Bereich des Abfallrechts angestellt werden. Allerdings konnten aus den PFAS-Messungen der Proben keine Konzentrationen für Einzel-PFAS-Substanzen erhalten werden, sondern nur Summenparameter (siehe Kapitel 3.2). Damit fehlte die Grundlage, um PFAS-Massenströme zu errechnen und für darauf aufbauende Fragestellungen.

Um die Massenströme ausrechnen und die Abfallgrenzwerte herleiten zu können, wurde deshalb in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt entschieden, geeignete Literaturwerte zu recherchieren und auszuwerten. Hierfür wurde eine zusätzliche Literaturrecherche für die ausgewählten Abfallströme (Papier, Klärschlamm, Böden und Textilien) durchgeführt (siehe Kapitel 2.5 3.3). Die gefundenen Werte wurden extrahiert, gemittelt und verwendet, um die Massenströme (siehe Kapitel 2.7 und 3.4) zu ermitteln.

Zur Abschätzung der Umweltrelevanz wurden die ausgewählten Abfallströme in einen Umweltkontext gebracht (siehe Kapitel 2.8 und 3.5) und Betrachtungen zu möglichen Grenzwerten (siehe Kapitel 2.9 und 3.6) angestellt.

Auf Grundlage der Ergebnisse wurden Empfehlungen zur Etablierung möglicher abfallwirtschaftlicher Grenzwerte abgeleitet (siehe Kapitel 3.6) sowie Handlungsanweisungen für die Öffentlichkeit und den abfallwirtschaftlichen Vollzug formuliert (siehe Kapitel 3.7 und 3.8).

### **Analysen und Analysenergebnisse**

Aus der durchgeführten Literaturrecherche wurden in Absprache mit dem UBA die folgenden Abfallströme als relevant identifiziert:

- ▶ Textilien
- ▶ Klärschlämme
- ▶ Papier
- ▶ Böden
- ▶ Baumarktprodukte, die für den Außenbereich vorgesehen sind (z.B. Farben)

Entsprechend dieser vorgenommenen Einschätzung wurden Proben aus diesen Bereichen für die EOF-Untersuchungen von der BAM genommen. Im Falle der Textilien wurden Proben untersucht, die der Altkleidersammlung zugeführt wurden. Klärschlämme wurden von Kläranlagenbetreibern angefragt mit dem besonderen Augenmerk auf industrielle Kläranlagen aus dem Papiersektor, sowie kommunale Kläranlagen, bei denen ein bekannter Einleiter aus dem Bereich der PFAS einsetzenden Betriebe bekannt ist (z.B. Galvanikbetriebe). Das untersuchte Papier stammt aus einer Altpapiersortieranlage. Die Böden wurden von verschiedenen Betreibern von Deponien, Landesuntersuchungssämlern oder vor Ort selbst genommen. Die untersuchten Farben und andere Produkte für die Anwendung im Außenbereich wurden als einzige in einem nicht gealterten Zustand, sondern neuen Zustand, untersucht. Die Untersuchung aller Proben erfolgte mittel HR-CS-MAS hinsichtlich des Summenparameters EOF nach geeigneter Probenvorbereitung, Extraktion und Aufreinigung.

#### **Textilen**

Die Untersuchung der Textilien erfolgte nach dem Zerkleinern und Homogenisieren der Proben. Der Probenumfang hierbei beträgt zehn unterschiedliche Jacken, zwei Taschen und einen Teppich die an verschiedenen Tagen aus der Altkleidersammlung entnommen wurden. Der Gesamtprobenumfang entspricht somit 13 Proben. Die Untersuchung der Jacken zeigte dabei einen EOF-Gehalt im Bereich von 37 µg/kg bis zu einem EOF-Gehalt von 1163 µg/kg. In einer Tasche konnte kein EOF nachgewiesen werden und für die zweite Tasche wurde ein Gehalt von 195 µg/kg ermittelt. Auch bei dem Teppich konnte ein EOF-Gehalt von 83 µg/kg nachgewiesen werden. Diese Spanne, die zwei Größenordnungen abdeckt, zeigt, dass es sich bei Alttextilien um einen stark heterogenen Abfallstrom handelt.

## Klärschlämme

Die in dieser Studie untersuchten Klärschlämme wurden alle durch den Betreiber der jeweiligen Kläranlagen entnommen und vor Ort gefriergetrocknet. Es wurden insgesamt 17 Klärschlammproben in dieser Studie betrachtet. Beprobt wurden zum einen Kläranlagen industrieller Art, die mit PFAS-haltigen Produkten assoziiert sind, und zum anderen kommunale Kläranlagen, deren Klärschlämme bereits in der Vergangenheit erhöhte PFAS-Werte aufwiesen.

Bei den industriellen Kläranlagen ließ sich im Klärschlamm ein maximaler EOF-Gehalt von ca. 5000 µg/kg ermitteln. Bei den Klärschlämmen aus kommunalen Kläranlagen ließ sich ein EOF-Gehalt von bis zu ca. 450 µg/kg feststellen. Dieser Wert liegt über dem von typischen Target-PFAS-Untersuchungen und zeigt, dass eine Unterbewertung mittels Target-Analysemethoden auftreten kann. Auch zeigt sich, dass ein Eintrag von organischem Fluor in die Kläranlagen sowie eine Anreicherung in der Schadstoffsenke Klärschlamm stattfindet.

## Papier

Die untersuchten Proben wurden aus einer Altpapiersortieranlage entnommen und hinsichtlich ihres EOF-Gehaltes untersucht. Dabei wurden zwei Fraktionen entnommen. Zum einen grafisches Papier und zum anderen Verpackungskartonage. Die Proben wurden zerkleinert und homogenisiert. Die anschließende Untersuchung ergab für die Papierprobe einen EOF-Wert von ca. 120 µg/kg und für die Verpackungskartonage einen Wert von ca. 240 µg/kg. Dieses zeigt deutlich, dass der recycelte Rohstoff Papier und Kartonage einen Grundgehalt an PFAS hat, der im Rahmen der Wiederverwendung in neue Produkte verschleppt werden kann und aus diesen oder während des Prozessierens in die Umwelt gelangen kann.

## Böden

In dieser Studie wurden neun Böden unterschiedlicher Herkunft nach Gefriergetrocknung untersucht. Dabei wurden Böden ohne bekannte Belastung sowie Böden aus bekannten kontaminierenden Regionen untersucht. Die vorbelasteten Böden zeigen eine EOF-Belastung von bis zu 3 mg/kg. Die restlichen Böden zeigen alle eine EOF-Belastung (< 0,25 mg/kg), die jedoch unabhängig von ihrem Probenahmeort sehr ähnlich sind. Dies deutet darauf hin, dass eine messbare Hintergrundbelastung mit fluorierten organischen Verbindungen besteht.

## Baumarktprodukte

Produkte, die im Außenbereich eingesetzt werden, sind häufig mit PFAS versetzt, um Ihnen wasser- und schmutzabweisende Eigenschaften zu verleihen. Aus diesem Grund wurden in dieser Studie verschiedene Baumarktprodukte untersucht, die für den Außenbereich vorgesehen sind. Dabei wurden fünf Farben und drei Dichtungsmaterialien untersucht. Die Dichtungsmaterialien weisen keinen nachweisbaren EOF-Gehalt auf. Bei den untersuchten Farben konnte hingegen in allen Proben PFAS nachgewiesen werden. Die Spanne des EOF-Gehaltes lag zwischen 40 µg/kg und 180 µg/kg. Die so erhaltenen Daten legen nahe, dass Farben für den Außenbereich PFAS enthalten, die möglicherweise nach ihrer Applikation ausgewaschen werden und in die Umwelt gelangen können. Des Weiteren kann es durch die Entsorgung von Resten sowie der entsprechend behandelten Flächen zu einer Belastung des entsprechenden Abfallstroms kommen.

Trotz der Identifizierung zahlreicher „Hotspot“-Proben konnte in keiner der Proben mittels Target-Analytik ein belastbarer Wert für eine Einzelsubstanz gemessen werden. Dies zeigt deutlich, wie wichtig das Screening von Proben ist, um eine Einschätzung der Belastung zu möglichen. Auch legt dies nahe, dass weitere Methoden entwickelt werden müssen, um den Bedarf an der Messung von Zielanalyten decken und somit eine Abschätzung der potenziell ausgehenden Gefahr von Abfällen und Produkten treffen zu können.

### PFAS-Konzentrationen in den ausgewählten Abfallströmen

Da aus den in diesem Projekt gemessenen Proben keine Messwerte für einzelne PFAS erhalten werden konnten, wurde eine weitere Literaturrecherche zu PFAS-Messdaten in den Abfallströmen Textilien, Klärschlämme Papier und Böden durchgeführt. Für diese wurden PFAS-Literaturdaten mit Fokus auf deutschen Proben recherchiert, extrahiert und aus den erhaltenen Daten Mittel- und Medianwerte gebildet. Diese Werte sind wegen verschiedener Einschränkungen mit einer gewissen Unsicherheit belastet. Die Einschränkungen ergeben sich insbesondere aus (1) der unterschiedlichen Anzahl an analysierten PFAS in den identifizierten Studien, (2) einer Verzerrung der Ergebnisse, weil häufig gezielt Verdachtsfälle analysiert werden (außer bei Böden wurden keine oder nur sehr wenige Hintergrundmessungen vorgenommen bzw. identifiziert) und (3) Abweichungen, die sich aus der Berechnung der Summenkonzentrationen ergeben. Die Daten sollten unter Berücksichtigung der Einschränkungen interpretiert werden.

#### Textilien

PFAS werden in Textilien eingesetzt, um diesen wasser- und fettabweisende Eigenschaften zu verleihen. Besonders hohe PFAS-Konzentrationen wurden in Markisen und in Outdoorjacken gefunden, welche von der Verwendung von Fluortelomeralkoholen stammen. Tabelle 1 fasst die errechneten Mittel- und Medianwerte zusammen.

**Tabelle 1: PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Textilproben. Alle Daten in µg/kg.**

Substanz	Mittelwert	Median
ΣPFCA	87,56	8,36
ΣPFSA	20,65	0,00
ΣPFPA	0,00	0,00
ΣPräkursoren	280,70	3,46
<b>ΣPFAS</b>	<b>388,91</b>	<b>74,05</b>

Die gemittelten PFAS-Werte für die Textilien stimmen gut mit den in diesem Vorhaben beprobten Ergebnissen für Textilien überein.

In einem aktuellen Bericht von Wood, (2020) werden Konzentrationen von 0,025-0,05% für Leder (250-500 mg/kg), 0,03% für synthetische Teppiche (300 mg/kg) und 2-3% für Textilien und Möbel (20.000-30.000 mg/kg) angegeben. Die Konzentrationen liegen dabei oberhalb der hier ausgerechneten Konzentrationen in Tabelle 1, was daran liegen kann, dass die Konzentrationen von Wood (2020) auf den durchschnittlichen PFOS-Konzentrationen in Textilien aus UNEP (2017) basieren.

Ähnliche Konzentrationen werden ebenfalls im gesamt-PFAS-Beschränkungsverfahren angegeben. Diese schwanken zwischen <0,1% und 7% je nach Anwendung. Manche Textilien bestehen zu 100% aus PFAS wie z.B. PTFE Membranen (Annex XV, 2023a). Generell liegen auch hier die Konzentrationen höher als die ausgerechneten Werte in Tabelle 1, was daran liegen kann, dass das Beschränkungsverfahren alle PFAS umfasst (auch Polymere) und nicht nur die kurzkettigen Säuren und einige Vorläufer wie in diesem Vorhaben.

Um die tatsächliche Belastung von Textilien und deren Abfällen mit PFAS möglichst repräsentativ darstellen zu können, sollten gezielte Messungen von verschiedenen Textilien durchgeführt werden, welche dann extrapoliert werden können.

## Klärschlamm

Klärschlamm fällt in Kläranlagen an, in denen kommunale und/oder industrielle Abwässer behandelt werden. Zu den wichtigsten PFAS-Punktquellen gehören Abwässer aus Industrien, die PFAS herstellen oder in ihren Prozessen verwenden, wie etwa die Papier-, Textil-, Metallbeschichtungs- und Halbleiterindustrie. Da PFAS jedoch auch in einer Vielzahl von Konsumgütern und Haushaltsanwendungen verwendet werden, sind sie auch im rein kommunalen Abwasser zu finden, z. B. durch das Auswaschen aus Textilien.

Die PFAS reichern sich in den Kläranlagen zum Teil im Klärschlamm an oder sie werden zum anderen Teil über den Ablauf in Oberflächengewässer eingeleitet.

Um einen Überblick über die PFAS-Konzentrationen in deutschem Klärschlamm zu erhalten, wurde eine Vielzahl von Klärschlammproben aus unterschiedlichen Quellen analysiert. Es wurden nur wenige Daten zu industriellen Kläranlagen identifiziert. Solche Anlagen weisen höhere PFAS-Konzentrationen auf als kommunale Anlagen. Die wenigen Daten zu industriellen Kläranlagen wurden bei der Berechnung der PFAS-Konzentrationswerte nicht betrachtet. Auf der Grundlage der ermittelten Daten für kommunale Anlagen wurden die in Tabelle 2 dargestellten Mittel- und Medianwerte berechnet.

**Tabelle 2: PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Klärschlammproben. Alle Daten in µg/kg.**

---

Substanz	Mittelwert	Median
ΣPFCA	18,03	16,60
ΣPFSA	48,80	31,30
ΣPFPA	0,00	0,00
ΣPräkursoren	0,36	0,00
<b>ΣPFAS</b>	<b>67,18</b>	<b>47,40</b>

Eine Langzeitstudie (von 2008-2013) zeigte, dass die PFAS-Konzentrationen im Klärschlamm sowohl für regulierte als auch für nicht regulierte Stoffe insgesamt abnahmen. Aktuelle Trends könnten durch neue Messungen ermittelt werden.

Die in Tabelle 2 errechneten PFAS-Mittel- und Medianwerte können mit den in diesem Vorhaben gemessenen EOF-Werten verglichen werden. Während in industriellen Kläranlagen EOF-Werte bis zu 5.000 µg/kg nachgewiesen werden konnten, liegen die PFAS-Konzentrationen aus den kommunalen Kläranlagen zumeist in einem Bereich unter 500 µg/kg (Mittelwert 338 µg/kg). Die errechneten Werte aus Tabelle 2 liegen leicht unterhalb dieser Werte.

Die errechneten Werte liegen in einem ähnlichen Bereich wie Daten, die im gesamt PFAS-Beschränkungsdossier im Februar 2023 veröffentlicht wurden (Annex XV, 2023b).

## Papier

PFAS werden insbesondere in Lebensmittelkontaktpapieren eingesetzt, um dem Papier wasser- und fettabweisende Eigenschaften zu verleihen. Da Papiere in Deutschland zum Großteil recycelt werden, können die PFAS jedoch auch in anderen Papieren vorkommen. Dies konnte auch durch die Altpapier- und Altkartonanalysen (grafische Papiere und Kartonverpackungen) in diesem Vorhaben bestätigt werden (siehe Kapitel 2.2.4 und 3.2.2).

Generell ist der Begriff der Lebensmittelkontaktpapiere sehr weit gefasst. Hierzu gehören z.B. Burger-Papierverpackungen, Papiertüten beim Bäcker, Backpapier, Pappteller, Papierstrohhalme und Pizzaboxen jedoch auch Papier- und Pappeverpackungen von z.B. Tiefkühlware. Je nach Anwendung werden mehr oder weniger PFAS verwendet.

Auf der Grundlage der ermittelten Daten für überwiegend Lebensmittelkontaktpapiere wurden die in Tabelle 3 dargestellten Mittel- und Medianwerte berechnet.

**Tabelle 3: PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Papierproben. Alle Daten in µg/kg.**

---

Substanz	Mittelwert	Median
ΣPFCA	155,87	0,60
ΣPFSA	1,48	0,70
ΣPFPA	0,00	0,00
ΣPräkursoren	116,47	0,00
<b>ΣPFAS</b>	<b>273,81</b>	<b>10,40</b>

Im Rahmen des gesamt-PFAS-Beschränkungsverfahrens werden Fluorkonzentration in Lebensmittelkontaktpapiern von 537 mg/kg (Mittelwert) und 1.200 mg/kg (Maximum) angegeben. Diese Werte beziehen sich nur auf das Fluor, jedoch bestehen PFAS-Moleküle auch noch aus anderen Atomen wie z.B. Kohlenstoff und Sauerstoff. Die Ersteller des Dossiers haben deshalb angenommen, dass das Fluor ca. 50% des Gesamtgewichtes der PFAS-Moleküle ausmacht (vgl. PFHxA ~66% Fluoranteil und Seitenkettenfluorierte PFAS ~12,8% Fluoranteil) (Annex XV, 2023a). Somit ergeben sich PFAS-Konzentrationen von 1.074 mg/kg (Mittelwert) und 2.400 mg/kg (Maximum) in Lebensmittelkontaktpapieren. Diese Werte sind bedeutend höher als die in Tabelle 3 errechneten Werte, was daran liegen kann, dass im Beschränkungsdossier alle PFAS mitbetrachtet werden (Säuren, Polymere, Seitenkettenfluorierte Polymere etc.), während hier nur die kurzkettigen Säuren sowie einige Vorläufer betrachtet werden.

Um die tatsächliche Belastung von Textilien und deren Abfällen mit PFAS möglichst repräsentativ darstellen zu können, sollten gezielte Messungen von verschiedenen Papieren durchgeführt werden.

## Böden

In Böden werden PFAS nicht absichtlich eingesetzt, jedoch finden sie auch Anwendung in PFAS-haltigen Produkten wie z.B. Pflanzenschutzmitteln. In den meisten Fällen treten PFAS als unbeabsichtigte Verunreinigung in Böden auf, beispielsweise durch das frühere Aufbringen von PFAS-kontaminierten Klärschlammern oder Papierabfällen, die Komposten beigemischt wurden. Eine weitere Quelle für Verunreinigungen in Böden ist die Verwendung von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen sowie die industrielle Herstellung von PFAS und den damit verbundenen Emissionen u.a. in die Luft und anschließender Deposition auf den Böden.

Der Datensatz zu PFAS in Böden umfasst bei Weitem die meisten literaturbasierten Proben in diesem Vorhaben mit etwa 8.000 individuellen Messungen. Der überwiegende Teil der Proben wurden bei Verdachtsfällen genommen, jedoch wurden auch einige Hintergrundmessungen vorgenommen. In vielen der Verdachtsfälle konnten jedoch keine PFAS nachgewiesen werden, da die Messwerte unterhalb des Detektionslimits liegen (Detektionslimit: 1µg/kg).

Auf Grundlage aller identifizierten Werte für Böden wurden die in Tabelle 4 dargestellten Mittel- und Medianwerte berechnet.

**Tabelle 4: PFAS-Mittel- und Medianwerte in den identifizierten Bodenproben. Alle Proben aus Rastatt wurden miteinbezogen. Alle Daten in µg/kg.**

Substanz	Mittelwert	Median
ΣPFCA	11,90	0,14
ΣPFSA	3,50	0,00
ΣPFPA	0,00 <sup>1</sup>	0,00
ΣPräkursoren	2,14	0,00
ΣPFAS	<b>17,53</b>	<b>0,21</b>

<sup>1</sup> Die Konzentration für PFPA ist hier nicht null, jedoch statistisch gesehen irrelevant

Da der größte Teil der Daten aus dem Landkreis Rastatt stammt, sind diese Daten nicht zwangsläufig repräsentativ für ganz Deutschland.

Zusätzlich konnten Vergleichswerte aus Nordrhein-Westfalen erhalten werden. In unbelasteten Ackerböden konnten Σ PFAS-Werte von bis zu ~7,6 µg/kg nachgewiesen werden. Die meisten Werte lagen jedoch unterhalb von 1 µg/kg. Diese Konzentrationen setzen sich größtenteils aus PFOS, PFOA und PFBA zusammen. Der errechnete Mittelwert im Bereich von etwa 18 µg/kg in Tabelle 4 stimmt gut mit diesen Werten überein, wenn bedacht wird, dass dieser Wert sowohl belastete als auch unbelastete Boden beinhaltet.

Zuletzt können die errechneten PFAS-Konzentrationen aus Tabelle 4 mit den in diesem Vorhaben gemessenen EOF-Werten verglichen werden. In den gemessenen belasteten Böden konnten EOF-Werte von bis zu 3.000 µg/kg nachgewiesen werden (Mittelwert 1.249 µg/kg). In den unbelasteten Böden schwanken die EOF-Werte zwischen 73 und 209 µg/kg und liegen somit höher als die errechneten Werte.

#### **Abfalldaten und PFAS Flüsse in den ausgewählten Abfallströmen**

Auf Grundlage der recherchierten Daten zu den ausgewählten Abfallströmen und den ermittelten PFAS-Konzentrationen als Mittel- und Medianwerte, werden die PFAS-Frachten in den Abfallströmen eingeschätzt. Dargestellt sind die Frachten für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, die Präkusoren sowie ein Summenwert für alle PFAS.

Der größte Teil der Textilabfälle in Deutschland wird recycelt (69%) und thermisch behandelt (ca 28 %). Knapp 3% werden auf sonstige Weise entsorgt.

Der größte Teil des Klärschlamm aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland wird durch thermische Behandlung (77%) und bodenbezogene Verwertung (22%) verwertet. Etwa 1% wird auf andere Weise entsorgt (z.B. Kompostierung/Vergärung).

Es konnten keine schlüssigen Daten bezüglich des Altpapierabfallstroms gefunden werden. Für dieses Vorhaben wird eine Quelle der Papierindustrie für das Jahr 2020 verwendet und eine stoffliche Verwertungsquote von 80% angenommen. Für die restlichen 20% wird überwiegend energetische Verwertung (ca. 19,7%) sowie ein kleiner Anteil Deponierung (ca. 0,3%) angenommen.

Von 128,9 Millionen Tonnen Abfallböden die in 2018 in Deutschland anfielen, wurden 14,95 % beseitigt, während 85,05 % verwertet wurden. Der größte Teil des beseitigten Abfalls wurde de-

poniert (14,89 %), d. h. er wurde in/auf einer Deponie/einer speziell angelegten Deponie abgelagert oder dauerhaft umschlossen gelagert, z. B. in einem Bergwerk.. Nur ein kleiner Teil wurde verbrannt (0,02 %) oder, wenn die Kontamination in Form von flüssigen oder schlammigen Abfällen vorliegt, biologisch abgebaut (0,04 %). Was die Verwertung betrifft, so wurde der größte Teil des Bodens (68,87 %) durch Verfüllung verwertet. 16,17 % wurden durch Recycling verwertet, d. h. durch die Wiederaufbereitung von organischem Material, mit dem Ziel es wie ursprünglich vorgesehen zu verwenden. Nur ein kleiner Teil des kontaminierten Bodens (0,01 %) wurde energetisch verwertet.

In Tabelle 5 und Tabelle 6 sind die jährlichen PFAS-Massenströme in den betrachteten Abfallströmen zusammengefasst. Dabei wird zwischen der Art der Behandlung unterschieden, sodass die jährlichen Mengen an recycelten, deponierten und sonstig verwerteten (z.B. verfüllten) PFAS dargestellt ist.

**Tabelle 5:** Zusammenfassung der errechneten PFAS-Massenströme aus dem Mittelwert der ausgewählten Abfallströme. Alle Angaben in kg.

Abfallstrom	Gesamt PFAS-Menge	Menge PFAS recycelt/stofflich verwertet	Menge PFAS energetisch verwertet	Menge PFAS depo-niert/sonstiges
Textilien	758,71	523,74	215,20	19,78
Klärschlamm	116,94	26,13	89,69	1,12
Papier	3.961,46	3.169,17	780,13	12,16
Böden	2260,37	1922,22	0,55	337,60
<b>Gesamt</b>	<b>7.097,48</b>	<b>5.641,26</b>	<b>1.085,57</b>	<b>370,66</b>

Wird der Mittelwert in Tabelle 5 betrachtet, so sind in den analysierten Abfallströmen insgesamt rund 7.100 kg PFAS enthalten. Mehr als die Hälfte davon (~56 %) stammt aus Papierabfällen, während nur ~1,6% aus Klärschlamm stammen. Die hohe PFAS-Fracht bei den Papierproben wird allerdings als nicht realistisch angesehen, da nur PFAS-Messwerte aus Lebensmittelkontaktpapier gefunden werden konnten. Viele Papiere im Papierabfallstrom sind jedoch nicht oder nur teilweise mit PFAS belastet (z.B. Zeitungen, Bücher etc.), wodurch die PFAS-Fracht vermutlich überschätzt wird. Die hohen PFAS-Mengen der Bodenproben können auf die vergleichsweise sehr großen Mengen an erfassten Abfallböden zurückgeführt werden (~130.000.000 t im Vergleich zu ~17.000.000 t Altpapier).

**Tabelle 6:** Zusammenfassung der errechneten PFAS-Massenströme aus dem Medianwert der ausgewählten Abfallströme. Alle Angaben in kg.

Abfallstrom	Gesamt PFAS-Menge	Menge PFAS recycelt/stofflich verwertet	Menge PFAS energetisch verwertet	Menge PFAS depo-niert/sonstiges
Textilien	144,47	99,73	40,98	3,77
Klärschlamm	82,50	18,43	63,28	0,79
Altpapier	150,47	120,37	29,63	0,46
Böden	26,54	22,57	0,01	3,96
<b>Gesamt</b>	<b>403,98</b>	<b>261,1</b>	<b>133,9</b>	<b>8,98</b>

Werden die Medianwerte in Tabelle 6 betrachtet, so sind in den untersuchten Abfallströmen insgesamt ~400 kg PFAS enthalten.

Für die weiteren Fragestellungen des Vorhabens werden die Daten mit Bezug zu den Mittelwerten betrachtet. Sie sind also diesbezüglich als Worstcase-Szenario zu interpretieren.

### **Betrachtungen und Empfehlungen zu Abfallgrenzwerten für PFAS**

Zur Ableitung von abfallwirtschaftlichen Grenzwerten wurde eine bestehende Methode zur Ableitung von POP-Abfallgrenzwerten herangezogen. Die Methodik begrenzt dabei den Konzentrationsbereich eines möglichen Grenzwertes einer Substanz nach unten und oben anhand verschiedener Kriterien. Bei der Anwendung der Methode auf die Substanzgruppe der PFAS ergeben sich jedoch einige Schwierigkeiten und Herausforderungen.

### **Auswahl der zu untersuchenden PFAS**

Eine wesentliche Herausforderung ist dabei die Frage, welche PFAS bei der Grenzwertableitung betrachtet werden sollen. Es wird eine Methode benötigt, durch welche die Vorläufersubstanzen mit in die Grenzwertbetrachtung einbezogen werden können, ohne sie als Einzelsubstanzen zu messen.

Aufgrund der großen Diversität der PFAS kann nicht jede Substanz einzeln analytisch nachgewiesen werden, wodurch die gesamte PFAS-Fracht oft unbekannt ist. Besonders bei den Vorläuferverbindungen ist die Diversität sehr hoch. Um diese Verbindungen mitbetrachten zu können wird deshalb vorgeschlagen das TOP-Assay anzuwenden. Dabei werden die Vorläuferverbindungen größtenteils zu den analogen Perfluorcarbonsäuren oxidiert. Da für dieses Verfahren derzeit noch kein Standard besteht und damit die Ergebnisse der benötigten Analysen vergleichbar sind, wird empfohlen einen Standard für das TOP-Assay zu etablieren.

Für einen Abfallgrenzwert könnten einfach detektierbare Substanzen als Grundlage verwendet werden. Beispielsweise werden in der DIN 38407-42 und der DIN 38414 10 bestimmte PFAS analysiert. Es wird vorgeschlagen, die Auswahl an Perfluorsulfonsäuren auszuweiten und den Carbonsäuren anzupassen, damit alle C4-C10 Säuren beider Substanzgruppen betrachtet werden. Dadurch ergibt sich eine Anzahl an 14 zu messenden PFAS (C4-C10 Perfluorcarbonsäuren und C4-C10 Perfluorsulfonsäuren). Diese 14 Substanzen sollten vor und nach einem TOP-Assay gemessen werden, um die abfallgrenzwertrelevanten Konzentrationen der betrachteten Abfälle sowie die gesamte PFAS-Fracht der Abfälle zu bestimmen.

### **Herleitung von Abfallgrenzwerten für PFAS**

Eine weitere Herausforderung ist die Herleitung des Grenzwertes. Da vorgeschlagen wird 14 individuelle PFAS zu messen (siehe Kapitel 3.6), müssten auch 14 individuelle Grenzwerte entwickelt werden, welche für einen Summengrenzwert addiert werden. Es konnten in diesem Vorhaben jedoch nicht ausreichend Daten für jede Substanz identifiziert werden. Insbesondere bezüglich der Umweltrisiken fehlt es an aussagekräftigen Daten, um ein oberes Begrenzungskriterium für mögliche Abfallgrenzwerte ermitteln zu können.

In diesem Vorhaben wurden Betrachtungen zu einem möglichen Abfallgrenzwert deshalb für die Einzelsubstanzen PFOS und PFOA angestellt. Aufgrund der Komplexität der Herleitung der Abfallgrenzwerte und der teilweise mangelhaften Datenlage wurden die Betrachtungen für den beispielhaft anhand der Bodendaten angestellt, da für diesen Abfallstrom die meisten Messdaten vorliegen. Es werden jedoch auch Daten für Textilien, Klärschlamm und Papier dargestellt, soweit identifiziert.

Für den Abfallstrom der Abfallböden wurden jeweils für PFOS und PFOA die unteren und oberen Begrenzungskriterien ermittelt. Des Weiteren wurden die wirtschaftlichen Folgen und Hintergrundkontaminationen berücksichtigt. Es zeigte sich, unter den Rahmenbedingungen der zugrunde gelegten Methode zur Abschätzung des Abfallgrenzwertes, dass die oberen Konzentrationsgrenzwerte für PFOS- und PFOA die oberen Begrenzungskriterien für Umweltrisiken überschreiten würden. Würden solche Böden somit wiederverwendet werden, bestünde ein Risiko für negative Umweltauswirkungen. Es ist daher nicht gelungen, einen sinnvollen Abfallgrenzwert für diese Stoffe unmittelbar auf der Grundlage der angewendeten Methode herzuleiten.

Dies geht darauf zurück, dass die recherchierten PNEC-Werte für PFOS und PFOA in einem sehr niedrigen Konzentrationsbereich liegen. Diese Werte werden bei der zugrunde gelegten Methode mit einem Sicherheitsfaktor (10.000) multipliziert (Potrykus et al., 2015), da angenommen werden kann, dass bei geeigneter Abfallbehandlung nur ein Bruchteil der gefährlichen Stoffe in die Umwelt gelangen. Dies ist bei den Böden jedoch nicht der Fall, da diese direkt wieder in die Umwelt gelangen, wodurch der Faktor hier keine Anwendung findet.

Eine ähnliche Situation herrscht bei den Klärschlämmen, da diese in der Landwirtschaft verwendet werden können, wodurch die PFAS direkt in die Umwelt gelangen können. Hier findet der Sicherheitsfaktor ebenfalls keine Anwendung. Eine Herleitung für einen Abfallgrenzwert wurde im Rahmen dieses Vorhabens jedoch nicht vorgenommen und sollte in Zukunft noch durchgeführt werden.

Die Papiere und Textilien sind von dieser Einschränkung jedoch nicht betroffen, da bei sachgerechter Behandlung dieser Abfälle, das Risiko eines Eintrages von PFAS in die Umwelt, als gering angesehen wird. Generell könnte die in diesem Vorhaben beschriebene Methode auf diese beiden Abfallströme angewendet werden und es wird davon ausgegangen, dass ein sinniger Grenzwert abgeleitet werden kann. Dies wurde in diesem Vorhaben jedoch nicht durchgeführt und sollte daher in Zukunft erfolgen. Weiterhin sollten weitere analytische Messdaten für das Vorkommen von PFAS in diesen und weiteren Abfallströmen erhoben werden, um eine solide Datengrundlage für die Herleitung von Abfallgrenzwerten bereitzustellen.

### **Darstellung des Umweltkontextes für die ausgewählten Abfallströme und Empfehlungen für Entsorgungswege**

Um Empfehlungen für Entsorgungswege abzuleiten, werden die errechneten PFAS-Massenströme der vier ausgewählten Abfallströme in einen Umweltkontext gebracht. Hierfür wird eine Risikobewertung durchgeführt, bei welcher die folgenden Fragen zugrunde liegen:

- ▶ Sind die angewendeten Beseitigungs- und Verwertungsverfahren geeignet, um die enthaltenen PFAS zu zerstören oder unumkehrbar umzuwandeln?
- ▶ Können bei diesen Prozessen neue PFAS entstehen bzw. werden die bestehenden PFAS umgewandelt?
- ▶ Verursachen Beseitigung- oder Verwertungsverfahren möglicherweise eine Umwelt- oder Gesundheitsgefährdung (d.h. eine relevante Exposition von Mensch oder Umwelt)? Hierbei werden auch andere relevante Grenzwerte betrachtet. Eine Emission von signifikanten PFAS Mengen in die Umwelt oder deren Verschleppung im Wertstoffkreislauf wird generell als Risiko angesehen.

Bei der Betrachtung werden mögliche Expositionspfade berücksichtigt und es wird diskutiert, welche Verfahren besonders zu einer Gefährdung von Mensch und Umwelt führen können beziehungsweise, welche Maßnahmen getroffen werden sollten, um dies zu vermeiden. Aus den Be trachtungen werden schlussendlich Empfehlungen für geeignete Entsorgungswege abgeleitet.

In Tabelle 7 sind die Risiken und die Entsorgungswege der Abfallströme sowie damit verbundene Risiken und Empfehlungen dargestellt.

**Tabelle 7: Ausgewählte Abfallströme, Entsorgungswege, Risiken und Empfehlungen**

Abfallstrom bzw. Entsorgungsweg	Risiken und Empfehlungen
<b>TEXTILIEN</b>	
Insgesamt fielen 2018 ~2 Millionen Tonnen an Textilabfällen in Deutschland an, was einer gesamten PFAS-Fracht von ~760 kg entspricht (durchschnittliche PFAS-Belastung: ~389 µg/kg). Davon wurden ca. 70% dem Recycling zugeführt, ca. 28% thermisch behandelt und ca. 2% sonstig entsorgt.	
Stoffliche Verwertung ~70%	<p>PFAS werden während der stofflichen Verwertung von Textilien nicht zerstört. Es kann zu einer Verschleppung der PFAS kommen z.B. durch das Recycling und die Wiederverwendung der Textilien. Werden die Textilfasern recycelt, so können die PFAS ausgewaschen werden und über den Abwasserpfad in die Kläranlagen gelangen.</p> <p>Insbesondere flüchtige PFAS können in die Luft gelangen und möglicherweise zu einer Belastung von exponiertem Personal führen. Da in einer Recyclinganlage für entsprechende Textilabfälle erhöhte Konzentrationen von PFAS in der Luft auftreten könnten, sollte in Erwägung gezogen werden, persönliche Schutzmaßnahmen zu ergreifen, um das Risiko einer PFAS-Exposition durch Einatmen und Hautkontakt zu vermeiden. Dies könnte z.B. das Tragen von Atemschutzmasken und Handschuhen umfassen. Um die Notwendigkeit für solche Schutzmaßnahmen festzustellen, können geeignete Luftmessungen durchgeführt werden.</p> <p>Es wird empfohlen Produkte, die mit hoher Wahrscheinlichkeit erheblich mit PFAS belastet sind, wie z.B. Outdoorjacken, Arbeitskleidung sowie Outdoortextilien wie Markisen frühzeitig zu identifizieren, auszusortieren und der thermischen Verwertung zuzuführen, um eine Verschleppung von PFAS zu vermeiden.</p>
Thermische Behandlung ~28%	<p>In Europa müssen Müllverbrennungsanlagen mit einer Mindesttemperatur von 850°C und eine Verweilzeit von mindestens 2 Sekunden betrieben werden. Da es sich hierbei um ein Minimumskriterium handelt, liegen die tatsächlichen Temperaturen in der Regel etwas höher. Diverse wissenschaftliche Studien konnten zeigen, dass diese Bedingungen ausreichen, um PFAS weitgehend zu zerstören. Insignifikante Mengen an PFAS konnten in der Asche nachgewiesen werden. Relevante Konzentrationen von kurzkettigen Fluorgasen in der Abluft konnten bisher nicht identifiziert werden. Es wird daher empfohlen solche Gase im Abgas von Müllverbrennungsanlagen in Europa zu analysieren, um die entsprechende Zerstörungseffizienz der Anlagen bestimmen zu können.</p> <p>Derzeit ist die thermische Behandlung die empfohlene Entsorgungsmethode für PFAS-belastete Abfälle, da davon ausgegangen wird, dass PFAS bei dieser Behandlungsmethode weitgehend zerstört werden. Deshalb wird derzeit empfohlen, PFAS belastete Fraktionen von Textilabfällen möglichst einer thermischen Abfallbehandlung zuzuführen. Die Ergebnisse weiterer Untersuchungen hinsichtlich möglicher luftgetragener PFAS-Emissionen sind dabei zu berücksichtigen.</p>

<b>Abfallstrom bzw. Entsorgungsweg</b>	<b>Risiken und Empfehlungen</b>
Ablagerung auf Depo-nien/sonstige Behandlung ~2%	In Deutschland dürfen Textilien nicht deponiert werden. Empfehlungen zur Deponierung sind daher nicht relevant.
<b>KLÄRSCHLAMM</b>	
<b>Insgesamt fielen 2020 ~1,74 Millionen Tonnen an Klärschlamm in Deutschland an, was einer gesamten errechneten PFAS-Fracht von ~117 kg entspricht (durchschnittliche PFAS-Belastung: ~67 µg/kg). Davon wurden ca. 22% der stofflichen Verwertung zugeführt, ca. 77% thermisch entsorgt und ca. 1% auf andere Weise entsorgt.</b>	
Stoffliche Verwertung ~22%	<p>Bei der stofflichen Verwertung der Klärschlämme werden diese bodenbezogen als Düngemittel in der Landwirtschaft, oder bei landschaftsbaulichen Maßnahmen verwendet. Zerstört werden PFAS während der stofflichen Verwertung nicht, sie gelangen daher i.d.R. direkt in die Umwelt.</p> <p>In den Kläranlagen konnten außerdem flüchtige PFAS in der Luft nachgewiesen werden, wodurch ein mögliches Risiko für Personal besteht. Gemessene PFAS-Konzentrationen in der Luft von Kläranlagen liegen jedoch im ng/m³ Bereich und liegen somit weit unterhalb typischer PFAS-Arbeitsplatzgrenzwerte im mg/m³ Bereich.</p> <p>Grenzwerte für PFAS im Klärschlamm existieren bereits in der Düngemittelverordnung (100 µg/kg für die Summe aus PFOS und PFOA), wodurch der Eintrag dieser Substanzen in die Umwelt verringert wird. Die Anzahl der für einen geeigneten Grenzwert zu messenden Substanzen und die Höhe des Grenzwertes sollten diskutiert werden.</p> <p>Generell wird empfohlen die PFAS-Belastung von Klärschlämmen zu bestimmen, um dann die belasteten Schlämme einer thermischen Behandlung zuzuführen, um die PFAS möglichst weitgehend zu zerstören.</p>
Thermische Behandlung ~77%	Derzeit ist die thermische Behandlung die empfohlene Entsorgungsmethode für PFAS-belastete Abfälle, da die PFAS bei dieser Behandlungsmethode weitgehend zerstört werden (siehe auch thermische Behandlung zu Textilien). Deshalb wird empfohlen, PFAS belastete Klärschlämme einer thermischen Abfallbehandlung zuzuführen.
Ablagerung auf Depo-nien/sonstige Behandlung ~1%	Unter die sonstige direkte Entsorgung der Klärschlämme fallen z.B. die Abgabe an Trocknungsanlagen und andere nicht spezifizierte Entsorgungswege. Da die genauen Behandlungswege unbekannt sind, können keine konkreten Risiken und Empfehlungen abgeleitet werden. Es wird davon ausgegangen, dass PFAS in Trocknungsanlagen nicht zerstört werden, wobei die Risiken und Empfehlungen der stofflichen Verwertung gelten.
<b>PAPIER</b>	
<b>Insgesamt fielen 2020 ~14,5 Millionen Tonnen an Altpapieren in Deutschland an, was einer gesamten PFAS-Fracht von ~4.000 kg entspricht (durchschnittliche PFAS-Belastung: ~274 µg/kg). Davon wurden ca. 80% der stofflichen Verwertung zugeführt, ca. 19,7% thermisch entsorgt und ca. 0,3% deponiert.</b>	
Stoffliche Verwertung ~80%	<p>Bei der stofflichen Verwertung der Altpapiere werden die vorhandenen PFAS nicht zerstört. Die PFAS werden entweder in neue Produkte verschleppt oder sie gelangen über die Wasserphase in lokale Kläranlagen und schließlich teilweise in die Umwelt.</p> <p>Grenzwerte für Abwasser aus der Herstellung von Papier, Karton oder Pappe existieren bereits für diverse Schadstoffe, jedoch sind in Anhang 28 der Abwasserverordnung keine Grenzwerte für PFAS gelistet. Diese könnten in Zukunft etabliert werden.</p>

Abfallstrom bzw. Entsorgungsweg	Risiken und Empfehlungen
	<p>Während des Recyclings können flüchtige PFAS in die Luft überreten, wodurch ein mögliches Risiko für das Personal besteht. Es ist möglich, dass PFAS-Konzentrationen in Papierrecyclinganlagen und Anlagen, welche Recyclingpapier verwenden erhöht sein könnten, jedoch sollte dies durch Messungen geprüft werden.</p> <p>Die Kompostierung von Rückständen aus der Papierindustrie und deren bodenbezogene Nutzung sollte generell nicht durchgeführt werden.</p> <p>Weiterhin wird empfohlen, stark kontaminierte Papierabfälle bzw. Papierabfälle mit hohem Risiko PFAS zu enthalten von den übrigen Papierabfällen zu trennen und der thermischen Behandlung zuzuführen. Dabei werden die PFAS weitgehend zerstört. Analog zu den Textilien könnten auch hier Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung in der Öffentlichkeit hilfreich sein.. PFAS haltige Verpackungen für Lebensmittel dürfen laut Verpackungsgesetz nicht im Restmüll entsorgt werden, sondern müssen zusammen mit den Leichtverpackungen in der gelben Tonne recycelt werden.</p>
Thermische Behandlung ~19,7%	<p>Derzeit ist die thermische Behandlung die empfohlene Entsorgungsmethode für PFAS-belastete Abfälle, da die PFAS bei dieser Behandlungsmethode weitgehend zerstört werden (siehe auch thermische Behandlung zu Textilien).</p> <p>Deshalb wird empfohlen, auch PFAS belastete Fraktionen von Papierabfällen möglichst einer thermischen Abfallbehandlung zuzuführen.</p>
Ablagerung auf Deponien/sonstige Behandlung ~0,3%	<p>Ein geringer Anteil der Papierrückstände wird systembedingt noch deponiert und dadurch kann PFAS ins Sickerwasser gelangen (Die Papierindustrie, 2020). Das Sickerwasser kann in den Boden der Deponie eintreten, wird jedoch meistens in die lokale Kläranlage geleitet, wo es behandelt wird.</p> <p>PFAS werden bei der Deponierung nicht zerstört, sondern können ins Sickerwasser der Deponie gelangen. Durch eine fachgerechte Sickerwasserbehandlung (z.B. durch Aktivkohlefilteranlagen) kann die weitere Verbreitung der PFAS vermindert werden.</p>
<b>BÖDEN</b> <b>Insgesamt fielen 2018 ~129 Millionen Tonnen an Abfallböden in Deutschland an, was einer gesamten PFAS-Fracht von ~2.300 kg entspricht (durchschnittliche PFAS-Belastung: ~18 µg/kg). Davon wurden ca. 85% der stofflichen Verwertung zugeführt, ca. 0,2% thermisch behandelt und ca. 15% deponiert.</b>	
Stoffliche Verwertung ~85%	<p>Bei der stofflichen Verwertung der Abfallböden werden die vorhandenen PFAS nicht zerstört. Abfallböden werden meistens verfüllt. PFAS-Grenzwerte für die Wiederverwertung von Böden existieren bereits.</p> <p>Generell können die PFAS aus den kontaminierten Böden ausgewaschen werden und ins Grundwasser gelangen. Es gibt jedoch Unterschiede in der Bindungskraft der Böden, da manche PFAS stärker binden, jedoch fehlt es hierzu noch an konkreten Studien. Es wird daher empfohlen hierzu Daten zu erheben.</p> <p>Während des Aushebens können insbesondere flüchtige PFAS in die Luft übergehen und eingeatmet werden. Es könnte deshalb in Erwägung gezogen werden geeignete Schutzausrüstung (z.B. Schutzmaske und Handschuhe) bei solchen Maßnahmen zu tragen. Um die Notwendigkeit für solche Schutzmaßnahmen festzustellen könnten geeignete Luftmessungen durchgeführt werden.</p> <p>Es wird generell empfohlen PFAS-belastete Böden vor der Wiederverwendung zu sanieren, um die enthaltenen PFAS zu entfernen bzw. zu zerstören. Diverse chemische und thermische Verfahren sind in der Lage PFAS effektiv zu zerstören, jedoch sind diese oftmals noch nicht großtechnisch etabliert, weshalb</p>

Abfallstrom bzw. Entsorgungsweg	Risiken und Empfehlungen
	hier noch Forschungsbedarf besteht. Alternativ können PFAS auch immobilisiert, ausgewaschen bzw. mittels Pump-and-Treat-Verfahren aus dem Boden entfernt werden.
Thermische Behandlung ~0,2%	Derzeit ist die thermische Behandlung die empfohlene Entsorgungsmethode für PFAS-belastete Abfälle, da die PFAS bei dieser Behandlungsmethode weitgehend zerstört werden (siehe auch thermische Behandlung zu Textilien). Deshalb wird empfohlen, auch stark PFAS belastete Fraktionen von Bodenabfällen möglichst einer thermischen Abfallbehandlung zuzuführen.
Ablagerung auf Deponien/sonstige Behandlung ~15%	Ca. 15% des als Abfall anfallenden Bodenmaterials wird auf Deponien abgelagert. Es gelten dieselben Risiken und Empfehlungen wie bei der Deponierung von anderen PFAS haltigen Abfällen (siehe Deponierung von Papier). PFAS werden bei der Deponierung nicht zerstört, sondern können ins Sickerwasser der Deponie gelangen. Durch eine fachgerechte Sickerwasserbehandlung (z.B. durch Aktivkohlefilteranlagen) kann die weitere Verbreitung der PFAS verhindert werden. Die thermische Behandlung oder die Ablagerung auf geeignete Deponien mit entsprechenden Sicherungsmaßnahmen (Basisabdichtung, Oberflächenabdichtung) ist die derzeit empfohlene Form der Entsorgung von kontaminierten Böden. Ebenfalls kann die Untertageverbringung z.B. in ehemalige Bergwerke in Betracht gezogen werden.

## Summary

### Background and goals

In recent years, the importance of perfluorinated and polyfluorinated alkyl compounds (PFAS) has steadily increased. The production volume of PFAS has followed a rapidly increasing trend over the past decades. PFAS are water, dirt and grease repellent. They are used worldwide and can be found in countless products, from outdoor jackets to Teflon pans to firefighting foams (UBA, 2020a). Because PFASs are used in so many ways, there are also many ways they can enter the environment: During the manufacture of the chemicals themselves, their further processing into products, during the use of the products, and finally during and after disposal.

With the increasing importance of this group of substances, based mainly on their functional properties for many technical processes, the release into the environment is also increasing. PFASs can spread through the air, rivers and oceans to remote areas such as the Arctic. They are hardly degradable and therefore remain in the environment for a very long period of time. Some PFASs accumulate in animals, plants and humans and also have adverse health effects. Elevated concentrations of PFOA and PFOS in human blood can reduce effects of vaccinations, increase the tendency to infections, lead to elevated cholesterol levels, and result in reduced birth weight in offspring (UBA, 2020a).

Due to their properties, it is necessary to assess the risk of PFAS for humans and the environment and there is a need for research on their fate in the environment, in particular with regard to their persistence and input quantities from waste streams. To address this issue, the Federal Environment Agency has initiated the research project "Investigation of the occurrence of PFAS (per- and polyfluorinated alkyl compounds) in waste streams".

This project aims at a first identification, quantification and evaluation of the occurrence of PFAS in waste streams. Furthermore, a basis for further research priorities shall be created and the need for action shall be derived. The need to record PFAS in waste arises directly from the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs), in whose Annex A (elimination) representatives from the group of PFAS (PFOS, their salts and PFOSF, PFOA their salts and PFOA-related compounds as well as PFHxS, their salts and PFHxS-related compounds) have already been included.

### **Approach/methodology**

In order to achieve the project goals, first of all, based on a background research (see chapter 2.1 and 3.1), relevant waste streams were identified, a sampling plan was developed, and targeted sampling and subsequent physico-chemical analysis were performed, in which the organic fluorine is recorded in the form of the sum parameter (EOF) (see chapter 2.2, 2.3, 2.4 and 3.2).

Based on the measurement results and the PFAS concentrations to be derived from them (see chapter 3.2), PFAS mass flows in the respective waste streams were to be calculated and, based on this, considerations of possible disposal routes and possible PFAS limit values in the area of waste legislation were to be made. However, no concentrations for individual PFAS substances could be obtained from the PFAS measurements of the samples, but only sum parameters (see chapter 3.2). Thus, the basis for calculating PFAS mass flows and for questions based on this was missing.

In order to be able to calculate the mass flows and derive the waste limit values, it was therefore decided in consultation with the Federal Environment Agency to research and evaluate suitable literature values. For this purpose, an additional literature search was carried out for the selected waste streams (paper, sewage sludge, soils and textiles) (see chapter 2.5 3.3). The values found were extracted from the literature, averaged and used to calculate the mass flows (see chapter 2.7 and 3.4) were determined.

To estimate the environmental relevance, the selected waste streams were placed in an environmental context (see chapter 2.8 and 3.5) and considerations of possible limit values (see chapter 2.9 and 3.6) have been made.

Based on the results, recommendations for the establishment of possible waste management limits were derived (see chapter 3.6) and instructions for the public and for waste management enforcement were formulated (see chapter 3.7 and 3.8).

### **Analyses and analysis results**

From the literature review conducted, the following waste streams were identified as relevant in consultation with UBA:

- ▶ Textiles
- ▶ Sewage sludge
- ▶ Paper
- ▶ Soils
- ▶ Hardware store products intended for outdoor use (*e.g.* paints).

In accordance with this assessment, samples from these areas were collected by BAM for the EOF examinations. In the case of textiles, samples were examined that were sent to the used clothing collection. Sewage sludge was requested from wastewater treatment plant operators

with a special focus on industrial wastewater treatment plants from the paper sector, as well as municipal wastewater treatment plants with a known discharger from the PFAS-using sector (*e.g.*, electroplating plants). The paper studied was from a wastepaper sorting facility. Soils were taken from various operators of landfills, state investigation offices, or on site itself. The examined paints and other products for outdoor use were the only ones examined in a non-aged condition, but new condition. The examination of all samples was carried out by means of HR-CS-MAS with regard to the sum parameter EOF after suitable sample preparation, extraction and purification.

### **Textiles**

The textiles were examined after the samples had been milled and homogenized. The samples include ten different jackets, two bags and one carpet, which were taken from the used clothing collection on different days. The total sample size thus corresponds to 13 samples. The examination of the jackets showed an EOF content in the range of 37 µg/kg up to an EOF content of 1163 µg/kg. In one bag no EOF could be detected and for the second bag a content of 195 µg/kg was determined. An EOF content of 83 µg/kg was also detected in the carpet. This range, which covers two orders of magnitude, shows that used textiles are a highly heterogeneous waste stream.

### **Sewage sludge**

The sewage sludges examined in this study were all taken by the operator of the respective wastewater treatment plants and freeze-dried on site. A total of 17 sewage sludge samples were considered in this study. Samples were taken from industrial wastewater treatment plants associated with PFAS-containing products, on the one hand, and municipal wastewater treatment plants whose sewage sludges had already exhibited elevated PFAS levels in the past, on the other.

In the case of industrial sewage treatment plants, a maximum EOF content of approx. 5000 µg/kg could be determined in the sewage sludge. In the sewage sludge from municipal wastewater treatment plants, an EOF content of up to approx. 450 µg/kg could be determined. This value is above that of typical target PFAS investigations and shows that underestimation can occur using target analysis methods. It also shows that there is an input of organic fluorine into the wastewater treatment plants as well as an accumulation in the pollutant sink sewage sludge.

### **Paper**

The samples were taken from a wastepaper sorting plant and analyzed for their EOF content. Two fractions were taken. One was graphic paper and the other was packaging board. The samples were milled and homogenized. The subsequent analysis showed an EOF value of approx. 120 µg/kg for the paper sample and a value of approx. 240 µg/kg for the packaging board. This clearly shows that the recycled raw material paper and cardboard has a basic content of PFAS, which can be carried over into new products during reuse and can be released into the environment from these or during processing.

### **Soils**

In this study, nine soils of different origins were examined after freeze-drying. Soils without known contamination as well as soils from known contaminated regions were investigated. The pre-contaminated soils show an EOF load of up to 3 mg/kg. The remaining soils all show EOF contamination (< 0.25 mg/kg), but they are very similar regardless of their sampling location. This indicates that there is a measurable background level of fluorinated organic compound contamination.

### Hardware store products

Products used outdoors often contain PFAS to give them water- and dirt-repellent properties. For this reason, this study examined various DIY products intended for outdoor use. Five paints and three sealants were examined. The sealing materials showed no detectable EOF content. In contrast, PFAS was detected in all samples of the paints examined. The range of EOF content was between 40 µg/kg and 180 µg/kg. The data thus obtained suggest that outdoor paints contain PFASs, which may be washed out after their application and released into the environment. Furthermore, the disposal of residues as well as of the correspondingly treated surfaces may lead to a contamination of the corresponding waste stream.

Despite the identification of numerous "hotspot" samples, no reliable value for a single substance could be measured in any of the samples by means of target analysis. This clearly demonstrates the importance of screening samples in order to provide a possible assessment of contamination. It also suggests that further methods need to be developed to meet the need for measurement of target analytes to provide an estimate of the potential hazard of wastes and products.

### PFAS concentrations in the selected waste streams.

Since no measured values for individual PFASs could be obtained from the samples measured in this project, a further literature search was conducted for PFAS measurement data in the waste streams textiles, sewage sludge paper and soils. For these, PFAS literature data focusing on German samples were researched, extracted, and mean and median values were formed from the data obtained. These values are subject to some uncertainty due to several limitations. In particular, the limitations result from (1) the different number of PFASs analyzed in the identified studies, (2) a bias in the results because suspect cases are often analyzed specifically (except for soils, no or very few background measurements were made or identified), and (3) deviations resulting from the calculation of the sum concentrations. The data should be interpreted in light of the limitations.

### Textiles

PFASs are used in textiles to give them water- and grease-repellent properties. Particularly high PFAS concentrations were found in awnings and in outdoor jackets, which originate from the use of fluorotelomer alcohols. Tabelle 1 summarizes the calculated mean and median values.

**Table 8:** PFAS mean and median values in the textile samples found. All data in µg/kg.

Substance	Mean value	Median
ΣPFCA	87.56	8.36
ΣPFSA	20.65	0.00
ΣPFPA	0.00	0.00
ΣPrecursors	280.70	3.46
<b>ΣPFAS</b>	<b>388.91</b>	<b>74.05</b>

The averaged PFAS values for the textiles agree well with the results sampled for textiles in this project.

In a recent report by Wood (2020), concentrations of 0.025-0.05% are reported for leather (250-500 mg/kg), 0.03% for synthetic carpets (300 mg/kg), and 2-3% for textiles and furniture

(20,000-30,000 mg/kg). These concentrations are above the concentrations calculated here in Tabelle 1 which may be due to the fact that the concentrations of Wood (2020) are based on the average PFOS concentrations in textiles from UNEP (2017).

Similar concentrations are also given in the total PFAS restriction procedure. These vary between <0.1% and 7% depending on the application. Some textiles consist of 100% PFAS such as PTFE membranes. (Annex XV, 2023a). In general, the concentrations here are also higher than the calculated values in Tabelle 1 which may be due to the fact that the restriction procedure covers all PFAS (including polymers) and not only the short-chain acids and some precursors as in this project.

In order to be able to represent the actual contamination of textiles and their waste with PFAS as representatively as possible, targeted measurements of different textiles should be carried out, which can then be extrapolated.

### Sewage sludge

Sewage sludge is generated in wastewater treatment plants treating municipal and/or industrial wastewater. Major PFAS point sources include wastewater from industries that manufacture or use PFAS in their processes, such as the paper, textile, metal coating, and semiconductor industries. However, since PFASs are also used in a variety of consumer products and household applications, they can also be found in purely municipal wastewater, *e.g.*, by washing them out of textiles.

The PFASs accumulate in the sewage sludge in the wastewater treatment plants or are discharged into surface waters via the effluent.

To obtain an overview of PFAS concentrations in German sewage sludge, a large number of sewage sludge samples from different sources were analyzed. Only a few data on industrial wastewater treatment plants were identified. Such plants have higher PFAS concentrations than municipal plants. The few data on industrial WWTPs were not considered in the calculation of PFAS concentration values. Based on the identified data for municipal plants, the PFAS concentrations shown in Tabelle 2 were calculated on the basis of the data obtained for municipal plants.

**Table 9:** PFAS mean and median values in the sewage sludge samples found. All data in µg/kg.

---

Substance	Mean value	Median
ΣPFCA	18.03	16.60
ΣPFSA	48.80	31.30
ΣPFPA	0.00	0.00
ΣPrecursors	0.36	0.00
<b>ΣPFAS</b>	<b>67.18</b>	<b>47.40</b>

A long-term study (from 2008-2013) showed that PFAS concentrations in sewage sludge decreased overall for both regulated and non-regulated substances. Current trends could be determined by new measurements.

The Tabelle 2 calculated PFAS mean and median values can be compared with the EOF values measured in this project. While EOF values up to 5,000 µg/kg could be detected in industrial

wastewater treatment plants, the PFAS concentrations from the municipal wastewater treatment plants are mostly in a range below 500 µg/kg (mean value 338 µg/kg). The calculated values from Tabelle 2 are slightly below these values.

The calculated values are in a similar range as data published in the overall PFAS restriction dossier in February 2023 (Annex XV, 2023b).

### Paper

PFAS are used in particular in food contact papers to give the paper water- and grease-repellent properties. However, since papers are largely recycled in Germany, PFASs may also be present in other papers. This could also be confirmed by the wastepaper and waste cardboard analyses (graphic papers and cardboard packaging) in this project (see chapter 2.2.4 and 3.2.2).

In general, the term food contact paper is very broad. This includes, for example, burger paper packaging, paper bags at the bakery, baking paper, paper plates, paper straws and pizza boxes, but also paper and cardboard packaging of, for example, frozen goods. Depending on the application, more or less PFAS are used.

Based on the data obtained for predominantly food contact papers, the data presented in Tabelle 3 were calculated on the basis of the data obtained for predominantly food contact papers.

**Table 10:** PFAS mean and median values in the paper samples found. All data in µg/kg.

Substance	Mean value	Median
ΣPFCA	155.87	0.60
ΣPFSA	1.48	0.70
ΣPFPA	0.00	0.00
ΣPrecursors	116.47	0.00
<b>ΣPFAS</b>	<b>273.81</b>	<b>10.40</b>

Under the total PFAS restriction procedure, fluorine concentrations in food contact papers of 537 mg/kg (mean) and 1,200 mg/kg (maximum) are reported. These values refer only to fluorine, but PFAS molecules also consist of other atoms such as carbon and oxygen. The preparers of the dossier have therefore assumed that fluorine accounts for about 50% of the total weight of PFAS molecules (compered to: PFHxA ~66% fluorine content and side-chain fluorinated PFAS ~12.8% fluorine content) (Annex XV, 2023a). This results in PFAS concentrations of 1,074 mg/kg (mean) and 2,400 mg/kg (maximum) in food contact papers. These values are significantly higher than those given in Tabelle 3 which may be due to the fact that all PFAS are considered in the restriction dossier (acids, polymers, side-chain fluorinated polymers, etc.), whereas only the short-chain acids and some precursors are considered here.

In order to be able to represent the actual contamination of textiles and their waste with PFAS as representatively as possible, targeted measurements of different papers should be carried out.

### Soils

PFASs are not intentionally applied to soils, but they are also used in products containing PFASs, such as pesticides. In most cases, PFASs occur as unintentional contaminants in soils, for example, from the past application of PFAS-contaminated sewage sludge or paper waste added to composts. Another source of contamination in soils is the use of firefighting foams containing PFASs, as well as the industrial production of PFASs and the associated emissions to air and subsequent deposition to soils, among others.

The data set on PFASs in soils includes by far the most literature-based samples in this project, with about 8,000 individual measurements. The majority of the samples were taken in suspected cases, but some background measurements were also taken. In many of the suspected cases, however, PFASs could not be detected because the measured values were below the detection limit (detection limit: 1 µg/kg).

Based on all identified values for soils, the values shown in Tabelle 4 were calculated on the basis of all identified values for soils.

**Table 11:** PFAS mean and median values in the identified soil samples. All samples from Rastatt were included. All data in µg/kg.

Substance	Mean value	Median
ΣPFCA	11.90	0.14
ΣPFSA	3.50	0.00
ΣPFPA	0.00 <sup>1</sup>	0.00
ΣPrecursors	2.14	0.00
<b>ΣPFAS</b>	<b>17.53</b>	<b>0.21</b>

<sup>1</sup> The concentration for PFPA is not zero here, but statistically irrelevant.

Since most of the data come from the district of Rastatt, this data is not necessarily representative for all of Germany.

In addition, comparative values could be obtained from North Rhine-Westphalia. In uncontaminated arable soils, Σ PFAS values of up to ~7.6 µg/kg could be detected. However, most values were below 1 µg/kg. These concentrations are largely composed of PFOS, PFOA, and PFBA. The calculated mean value in the range of about 18 µg/kg in Tabelle 4 agrees well with these values when it is considered that this value includes both contaminated and uncontaminated soil.

Last, the calculated PFAS concentrations obtained from Tabelle 4 can be compared with the EOF values measured in this project. In the measured contaminated soils, EOF values of up to 3,000 µg/kg were detected (mean value 1,249 µg/kg). In the uncontaminated soils, the EOF values vary between 73 and 209 µg/kg and are thus higher than the calculated values.

#### Waste data and PFAS fluxes in the selected waste streams.

Based on the researched data for the selected waste streams and the determined PFAS concentrations as mean and median values, the PFAS loads in the waste streams are estimated. The loads for the perfluorocarboxylic, -sulfone and -phosphoric acids, the precursors as well as a sum value for all PFAS are shown.

The majority of textile waste in Germany is recycled (69%) and thermally treated (approx. 28%). Less than 3% are disposed of in other ways.

Most of the sewage sludge from municipal wastewater treatment plants in Germany is recovered by thermal treatment (77%) and soil-related recycling (22%). About 1% is disposed of in other ways (e.g., composting/fermentation).

No conclusive data could be found regarding the wastepaper stream. For this project, a paper industry source for the year 2020 is used and a material recovery rate of 80% is assumed. For the remaining 20%, mainly energy recovery (approx. 19.7%) and a small share of landfilling (approx. 0.3%) are assumed.

Of 128.9 million tons of waste soil generated in Germany in 2018, 14.95% were disposed of, while 85.05% were recycled. Most of the disposed waste was landfilled (14.89%), i.e. it was deposited in/on a landfill/special landfill or permanently stored in a container, e.g. in a mine. Only a small part was incinerated (0.02%) or, if the contamination is in the form of liquid or sludge waste, biodegraded (0.04%). In terms of recovery, most of the soil (68.87%) was recovered by backfilling. 16.17% were recovered by recycling, that is, by reprocessing organic material with the aim of using it as originally intended. Only a small part of the contaminated soil (0.01%) was recovered by energy recovery.

Tabelle 5 and Tabelle 6 summarize the annual PFAS mass flows in the waste streams considered. A distinction is made between the type of treatment, so that the annual quantities of PFAS recycled, landfilled and otherwise recovered (*e.g.*, backfilled) are shown.

**Table 12:** Summary of calculated PFAS mass flows from the average of the selected waste streams. All figures in kg.

Waste stream	Total PFAS quantity	Amount of PFAS recycled/materially recovered	Amount of PFAS energetically recovered	Quantity of PFAS deposited/other
Textiles	758.71	523.74	215.20	19.78
Sewage sludge	116.94	26.13	89.69	1.12
Paper	3.961.46	3.169.17	780.13	12.16
Soils	2260.37	1922.22	0.55	337.60
<b>Total</b>	<b>7,097.48</b>	<b>5.641.26</b>	<b>1,085.57</b>	<b>370.66</b>

If the mean value in Tabelle 5 is considered, the waste streams analyzed contain a total of about 7,100 kg of PFAS. More than half of this (~56%) comes from paper waste, while only ~1.6% comes from sewage sludge. However, the high PFAS load in the paper samples is not considered realistic, as only PFAS readings from food contact paper could be found. However, many papers in the paper waste stream are not or only partially contaminated with PFAS (*e.g.*, newspapers, books, *etc.*), which probably overestimates the PFAS load. The high PFAS amounts in the soil samples can be attributed to the comparatively very large amounts of waste soil collected (~130,000,000 t compared to ~17,000,000 t of wastepaper).

**Table 13:** Summary of calculated PFAS mass flows from median of selected waste streams. All figures in kg.

Waste stream	Total PFAS quantity	Amount of PFAS recycled/materially recovered	Amount of PFAS energetically recovered	Quantity of PFAS deposited/other
Textiles	144.47	99.73	40.98	3.77
Sewage sludge	82.50	18.43	63.28	0.79
Wastepaper	150.47	120.37	29.63	0.46
Soils	26.54	22.57	0.01	3.96
<b>Total</b>	<b>403.98</b>	<b>261.1</b>	<b>133.9</b>	<b>8.98</b>

If the median values in Tabelle 6 are considered, the waste streams investigated contain a total of ~400 kg PFAS.

For the further questions of the project, the data are considered with reference to the mean values. In this respect, they are to be interpreted as a worst-case scenario.

### **Considerations and recommendations on waste limits for PFASs**

An existing methodology for deriving POP waste limit values was used to derive waste management limit values. The methodology thereby limits the concentration range of a possible limit value of a substance downwards and upwards on the basis of various criteria. However, some difficulties and challenges arose when applying the method to the substance group of PFASs.

#### **Selection of the PFAS to be investigated**

A major challenge is the question of which PFAS should be considered in the limit derivation. A method is needed by which the precursor substances can be included in the limit value consideration without measuring them as individual substances.

Due to the great diversity of PFAS, not every substance can be detected analytically and individually, which means that the total PFAS load is often unknown. Especially the precursor compounds are very diverse. Therefore, it is suggested to use the TOP assay in order to include these compounds in the analysis. Here, the precursor compounds are largely oxidized to the analogous perfluorocarboxylic acids. Since there is currently no standard for this method and to achieve comparability of the results of the required analyses, it is recommended that a standard is established for the TOP assay.

For a waste limit value, easily detectable substances could be used as a basis. For example, DIN 38407-42 and DIN 38414 analyze 10 specific PFAS. It is proposed to extend the selection of perfluorosulfonic acids and to adapt it to the carboxylic acids so that all C4-C10 acids of both substance groups are considered. This results in a number of 14 PFAS to be measured (C4-C10 perfluorocarboxylic acids and C4-C10 perfluorosulfonic acids). These 14 substances should be measured before and after a TOP assay to determine the waste limit relevant concentrations of the considered wastes as well as the total PFAS load of the wastes.

#### **Derivation of the waste limit values for PFAS**

Another challenge is the derivation of the waste limit values. Since it is proposed to measure 14 individual PFASs (see chapter 3.6), 14 individual limit values would also need to be developed, which would be summed for a cumulative limit value. However, in this project the data identified for each substance is not sufficient. In particular, with regard to environmental risks, there is a lack of meaningful data to determine an upper limiting criterion for the waste limit values.

In this project, considerations of a possible limit waste value were therefore made for the individual substances PFOS and PFOA. Due to the complexity of the derivation of the waste limit values and the partially inadequate data situation, the considerations were made on the basis of soil data as an example, since most measurement data are available for this waste stream. However, data for textiles, sewage sludge and paper are also presented where identified.

For waste soils, the lower and upper limiting criteria were determined for PFOS and PFOA, respectively. Furthermore, the economic consequences and background contaminations were considered. It was shown, under the framework conditions of the underlying method for estimating the limit value, that the upper concentration limits for PFOS and PFOA would exceed the upper limiting criteria for environmental risks. Thus, if such soils were reused, there would be a risk of adverse environmental impact. It has therefore not been possible to derive a meaningful limit value for these substances directly on the basis of the method used.

This is due to the fact that the researched PNEC values for PFOS and PFOA are in a very low concentration range. These values are multiplied by a safety factor (10,000) in the underlying method (Potrykus et al., 2015), since it can be assumed that with appropriate waste treatment only a fraction of the hazardous substances will be released into the environment. However, this is not the case for soils, as they are directly reintroduced into the environment, which means that the factor does not apply here.

A similar situation prevails with sewage sludges, as these can be used in agriculture, which means that the PFASs can be released directly into the environment. Here, the safety factor is also not applied. However, a derivation for a limit value was not carried out within the scope of this project and should still be carried out in the future.

However, papers and textiles are not affected by this restriction, as the risk of PFASs entering the environment is considered low if these wastes are handled properly. In general, the method described in this project could be applied to these two waste streams and it is assumed that a reasonable limit can be derived. However, this was not done in this project and should be done in the future. Further analytical measurement data for the occurrence of PFASs in these and other waste streams should be collected to provide a solid data basis for limit considerations.

#### **Environmental context for the selected waste streams and recommendations for disposal pathways**

In order to derive recommendations for disposal routes, the calculated PFAS mass flows of the four selected waste streams are put into an environmental context. For this purpose, a risk assessment is carried out based on the following questions:

- ▶ Are the disposal and recovery processes applied suitable to destroy or irreversibly transform the PFASs contained?
- ▶ Can new PFASs be generated during these processes or are the existing PFASs transformed?
- ▶ Do disposal or recovery processes possibly cause an environmental or health hazard (*i.e.*, relevant exposure of humans or the environment)? Other relevant limit values are also considered here. An emission of significant amounts of PFAS into the environment or their carry-over in the recyclable material cycle is generally considered a risk.

Possible exposure pathways are taken into account, and it is discussed which processes in particular can lead to a risk to humans and the environment or which measures should be taken to avoid this. Finally, recommendations for suitable disposal routes are derived from the considerations.

Tabelle 7 shows the risks and the disposal routes of the waste streams as well as associated risks and recommendations.

**Table 14: Selected waste streams, disposal routes, risks and recommendations**

Waste stream or disposal route	Risks and recommendations
<b>TEXTILES</b> A total of ~2 million tons of textile waste was generated in Germany in 2018, corresponding to a total PFAS load of ~760 kg (average PFAS load: ~389 µg/kg). Of this, ~70% was recycled, ~28% thermally treated, and ~2% otherwise disposed.	

Waste stream or disposal route	Risks and recommendations
Material recovery ~70%	<p>PFASs are not destroyed during the recycling of textiles. A carry-over of PFASs can occur, e.g., through the recycling and reuse of textiles. If the textile fibers are recycled, the PFASs can be washed out and enter the wastewater treatment plants via the wastewater pathway.</p> <p>In particular, volatile PFAS may become airborne and potentially result in exposure of exposed personnel. Since elevated concentrations of PFASs in air could occur in a recycling plant for appropriate textile wastes, consideration should be given to taking personal protective measures to avoid the risk of PFAS exposure through inhalation and skin contact. This could include, for example, wearing respirators and gloves. Appropriate air measurements may be taken to determine the need for such protective measures.</p> <p>It is recommended that products that are highly likely to be significantly contaminated with PFASs, such as outdoor jackets, work clothing and outdoor textiles such as awnings, be identified at an early stage, sorted out and sent for thermal recycling in order to prevent the carry-over of PFASs.</p>
Thermal treatment ~28%	<p>In Europe, waste incineration plants must operate at a minimum temperature of 850 °C and a residence time of at least 2 seconds. Since this is a minimum criterion, the actual temperatures are usually somewhat higher. Various scientific studies have shown that these conditions are sufficient to destroy PFAS to a large extent. Insignificant amounts of PFAS could be detected in the ash. Relevant concentrations of short-chain fluorine gases in the exhaust air could not be identified so far. It is therefore recommended to analyze such gases in the exhaust gas of waste incineration plants in Europe in order to be able to determine the corresponding destruction efficiency of the plants.</p> <p>Currently, thermal treatment is the recommended disposal method for PFAS-contaminated waste, as it is assumed that PFASs are largely destroyed by this treatment method. Therefore, it is currently recommended that PFAS-contaminated fractions of textile waste are sent for thermal waste treatment if possible. The results of further investigations regarding possible airborne PFAS emissions are to be taken into account.</p>
Landfilling/other treatment ~2%	<p>In Germany, textiles are not allowed for landfill. Recommendations for landfilling are therefore not relevant.</p>
<b>SEWAGE SLUDGE</b>	
<p>A total of ~1.74 million tons of sewage sludge was generated in Germany in 2020, corresponding to a total calculated PFAS load of ~117 kg (average PFAS load: ~67 µg/kg). Of this, ~22% was sent for material recycling, ~77% was disposed of thermally, and ~1% was disposed of in other ways.</p>	
Material recovery ~22%	<p>When sewage sludge is recycled, it is used as a soil-related fertilizer in agriculture or in landscaping measures. PFASs are not destroyed during recycling, so they are generally released directly into the environment.</p> <p>Volatile PFASs were also detected in the air at the wastewater treatment plants, posing a potential risk to personnel. However, measured PFAS concentrations in the air of wastewater treatment plants are in the ng/m³ range and are thus far below typical PFAS occupational exposure limits in the mg/m³ range.</p> <p>Limit values for PFAS in sewage sludge already exist in the Fertilizer Ordinance (100 µg/kg for the sum of PFOS and PFOA), which reduces the input of these substances into the environment. The number of substances to be measured for a suitable limit value and the level of the limit value should be discussed.</p>

Waste stream or disposal route	Risks and recommendations
	In general, it is recommended to determine the PFAS contamination of sewage sludges and then to subject the contaminated sludges to thermal treatment in order to destroy the PFAS as far as possible.
Thermal treatment ~77%	Currently, thermal treatment is the recommended disposal method for PFAS-contaminated waste, as the PFASs are largely destroyed by this treatment method (see also thermal treatment on textiles). Therefore, it is recommended that PFAS-contaminated sewage sludge be submitted to thermal waste treatment.
Landfilling/other treatment ~1%	Other direct disposal of sewage sludge includes, for example, delivery to drying plants and other unspecified disposal routes. Since the exact treatment routes are unknown, no concrete risks and recommendations can be derived. It is assumed that PFAS are not destroyed in drying plants, whereby the risks and recommendations of material recycling apply.
<b>PAPER</b> <b>A total of ~14.5 million tons of wastepaper was generated in Germany in 2020, corresponding to a total PFAS load of ~4,000 kg (average PFAS load: ~274 µg/kg). Of this, approx. 80% was sent for material recycling, approx. 19.7% was disposed of thermally and approx. 0.3% was landfilled.</b>	<p>Material recovery ~80%</p> <p>During the recycling of wastepaper, the PFAS present are not destroyed. The PFASs are either carried over into new products or they enter local wastewater treatment plants via the water phase and finally partially enter the environment.</p> <p>Limit values for wastewater from the production of paper, board or cardboard already exist for various pollutants, but no limit values for PFAS are listed in Annex 28 of the Wastewater Ordinance. These could be established in the future.</p> <p>During recycling, volatile PFAS may be released into the air, posing a potential risk to personnel. It is possible that PFAS concentrations may be elevated in paper recycling facilities and facilities using recycled paper, but this should be verified by measurements.</p> <p>Composting of residues from the paper industry and their soil-related use should generally not be carried out.</p> <p>Furthermore, it is recommended to separate highly contaminated paper waste or paper waste with a high risk of containing PFAS from the other paper waste and to send it for thermal treatment. In this process, the PFASs are largely destroyed. Analogous to textiles, public awareness measures could be helpful here as well... According to the Packaging Act, PFAS-containing food packaging may not be disposed of in residual waste, but must be recycled together with lightweight packaging in the yellow garbage can.</p> <p>Thermal treatment ~19,7%</p> <p>Currently, thermal treatment is the recommended disposal method for PFAS-contaminated waste, as the PFASs are largely destroyed in this treatment method (see also thermal treatment to textiles). It is therefore recommended that PFAS-contaminated fractions of paper waste should also be sent for thermal waste treatment wherever possible.</p> <p>Landfilling/other treatment ~0,3%</p> <p>A small proportion of paper residues are still landfilled due to the system and thus PFAS can enter the leachate (The Paper Industry, 2020). The leachate can enter the soil of the landfill but is mostly discharged to the local wastewater treatment plant where it is treated.</p>

Waste stream or disposal route	Risks and recommendations
	PFAS are not destroyed during landfilling but can enter the leachate of the landfill. Proper leachate treatment (e.g., by activated carbon filter systems) can reduce the further spread of PFAS.
<b>SOILS</b> <b>A total of ~129 million tons of waste soils were generated in Germany in 2018, corresponding to a total PFAS load of ~2,300 kg (average PFAS load: ~18 µg/kg). Of this, ~85% was sent for material recycling, ~0.2% was thermally treated, and ~15% was landfilled.</b>	
Material recovery ~85%	<p>The recycling of waste soils does not destroy the PFAS present. Waste soils are mostly backfilled. PFAS limits for the recycling of soils already exist. In general, PFAS can be leached from the contaminated soils and enter the groundwater. However, there are differences in the binding strength of soils, as some bind PFAS more strongly, but there is still a lack of concrete studies on this. It is therefore recommended to collect data on this.</p> <p>During excavation, volatile PFAS in particular may become airborne and be inhaled. Consideration could therefore be given to wearing suitable protective equipment (e.g. protective mask and gloves) during such operations. To determine the need for such protective measures, appropriate air measurements could be taken.</p> <p>It is generally recommended to remediate PFAS-contaminated soils before reuse in order to remove or destroy the PFAS contained. Various chemical and thermal processes are capable of effectively destroying PFAS, but these are often not yet established on a large scale, which is why there is still a need for research in this area. Alternatively, PFAS can also be immobilized, washed out or removed from the soil by pump-and-treat processes.</p>
Thermal treatment ~0,2%	<p>Currently, thermal treatment is the recommended disposal method for PFAS-contaminated waste, as the PFASs are largely destroyed in this treatment method (see also thermal treatment on textiles). Therefore, it is recommended that even heavily PFAS-contaminated fractions of soil waste should be submitted to thermal waste treatment if possible.</p>
Landfilling/other treatment ~15%	<p>Approximately 15% of the soil material generated as waste is landfilled. The same risks and recommendations apply as for the landfilling of other PFAS-containing wastes (see Landfilling of paper). PFASs are not destroyed during landfilling, but may leach into the landfill leachate. Proper leachate treatment (e.g., activated carbon filtration systems) can reduce the further spread of PFASs. Thermal treatment or disposal in suitable landfills with appropriate safeguards (base sealing, surface sealing) is the currently recommended form of disposal for contaminated soils. Likewise, underground disposal, e.g. in former mines, can be considered.</p>

# 1 Hintergrund und Zielsetzung

## 1.1 Hintergrund zur Stoffklasse der PFAS

Die Verbindungsklasse der per- und polyfluorierten Alkylverbindungen (PFAS) zeichnet sich dadurch aus, dass es sich um Verbindungen handelt, die ein oder mehrere Kohlenstoffatome enthalten, an denen alle Wasserstoffatome durch Fluoratome ersetzt sind. Dabei unterscheiden sich per- und polyfluorierte Alkylverbindungen durch den Grad der Fluorierung (Buck et al., 2011).

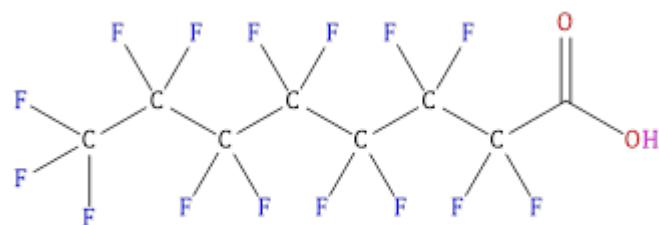
*Perfluorierte Alkylverbindungen* sind solche Verbindungen, bei denen alle an Kohlenstoffatome gebundene Wasserstoffatome durch Fluoratome ersetzt wurden.

*Polyfluorierte Alkylverbindungen* sind solche Verbindungen bei denen alle Wasserstoffatome an mindestens einem, aber nicht allen Kohlenstoffatomen einer Verbindung durch Fluoratome substituiert wurden.

Der Grundsätzliche Aufbau von PFAS ist in Abbildung 1 anhand des Moleküls Perfluoroctansäure (PFOA) dargestellt. Bei diesem Molekül sind alle Wasserstoffatome (-H) an den Kohlenstoffatomen (-C-) durch Fluoratome (-F) ausgetauscht worden und als funktionelle Gruppe weist diese Substanz eine Säurefunktion (-COOH) auf.

**Abbildung 1:** Strukturformel von PFOA

---



C: Kohlenstoff O: Sauerstoff F: Fluor OH: Wasserstoff

Quelle: Eigene Darstellung

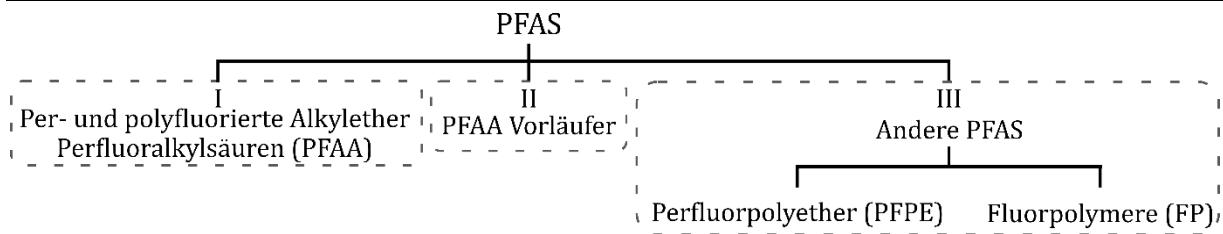
Neben dem Begriff der PFAS wird auch die synonyme Bezeichnung per- und polyfluorierte Chemikalien (PFC) verwendet, um sich auf fluorierte Verbindungen zu beziehen.

Wegen der hohen Bandbreite der Veränderungsmöglichkeiten an den funktionellen Gruppen, die wiederum direkten Einfluss auf die Funktionalität und Eigenschaften der Verbindungen haben, gibt es eine große Vielfalt an Stoffen. So lassen sich zum Beispiel bei Arzneimitteln durch das Einbringen von Fluoratomen in Arzneimittelmoleküle die Fettlöslichkeit erhöhen, die Wechselwirkung der Substanz mit katalytischen Zentren verbessern und der Metabolismus verzögern. Auch bei der Verwendung in technischen Anwendungen ist ein positiver Effekt auf die verwendeten Materialien in vielerlei Hinsicht beobachtbar. Hier vor allem bedingt durch die hohe thermische und chemische Stabilität sowie ihre sowohl hydrophobe als auch lipophile Natur, wurden diese Verbindungen seit den 1950er in einer Vielzahl von Produkten und Prozessen eingesetzt. Beispiele hierfür sind fettbeständiges Papier, Tenside, Verarbeitungshilfsmittel, spezielle Feuerlöschschäume (C. Zhang et al., 2019).

Diese grobe Definition der Stoffklasse der PFAS lässt sich z. B. anhand der funktionellen Gruppe, wie z. B. Säure- (-COOH) oder Alkoholgruppen (-OH) weiter verfeinern, was angesichts der Fülle der aktuell über 4730 registrierten Stoffe einen einfacheren Überblick verschafft (OECD, 2018).

Eine solche Einteilung wurde durch die OECD vorgenommen und die übergeordneten Gruppen dieser Einteilung sind in Abbildung 2 dargestellt.

**Abbildung 2: Aufteilung von per- und polyfluorierten Verbindungen gemäß OECD.**



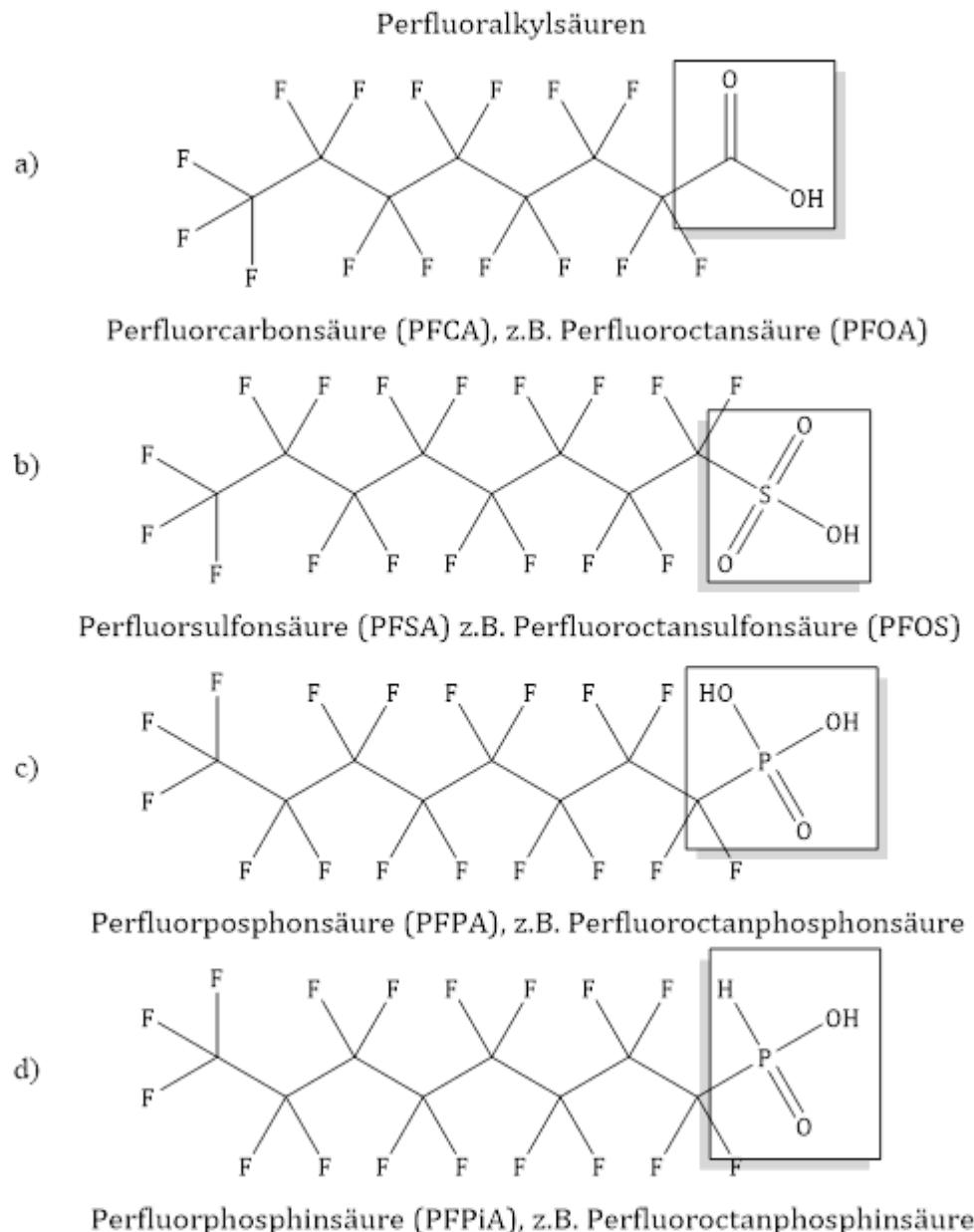
Quelle: Abgewandelte Darstellung nach OECD (2018)

Die in Abbildung 2 dargestellten Gruppen können weiter verfeinert werden und umfassen die folgenden Verbindungen:

#### **Per- und polyfluorierte Alkylether/Perfluoralkylsäuren (PFAA)**

Die Gruppe dieser Verbindungen umfasst per- und polyfluorierte Verbindungen, die als funktionelle Gruppe entweder eine Ether- (Abbildung 4, C-O-C) oder Säuregruppe (Abbildung 3, -COOH) aufweisen, wobei die Gruppe der Säuren verschiedene Säuren umfasst. So kann es sich hierbei um eine Carbonsäure (Abbildung 3 a, (-COOH)), eine Sulfonsäure (Abbildung 3 b, (-SO<sub>3</sub>H)), eine Phosphonsäure (Abbildung 3 c, (-PO<sub>3</sub>H<sub>2</sub>) oder eine Phosphinsäure (Abbildung 3 d, (-PO<sub>2</sub>H<sub>2</sub>) handeln.

**Abbildung 3: Untergruppen der Perfluoralkylsäuren gemäß OECD-Einteilung**



Quelle: Eigene Darstellung

In dieser Untergruppe sind mit Perfluoroctansäure (PFOA) und Perfluoroctansulfonsäure (PFOS) die beiden bekanntesten Substanzen aus der PFAS Familie enthalten. Die hohe Präsenz dieser beiden Substanzen in der Literatur (Waterfield et al., 2020), die sich mit dem Verbleib in der Umwelt und der Toxizität dieser beiden Substanzen beschäftigt, folgt aus den hohen Einsatzmengen und der daraus folgenden Freisetzung. Aufgrund der Eigenschaften von PFOS, wasser- und fettabweisend zu wirken, wurde dieses als Imprägniermittel z. B. für Teppiche oder Kleidung, bei der Verchromung oder in Feuerlöschschäumen verwendet. Aufgrund der hohen Umweltpersistenz, der Bioakkumulation sowie Toxizität (Daly et al., 2018; Lofstedt Gilljam et al., 2016; Nian et al., 2020; Pelch et al., 2019; Waterfield et al., 2020) wurden die Produktion sowie die Verwendung dieses Stoffes bereits 2009 durch die Aufnahme in Anhang B des Stockholmer Übereinkommens über persistente organische Schadstoffe (SC) reguliert. 2010 wurde PFOS in

Anhang I der POP-VO aufgenommen<sup>1</sup> (siehe Kapitel 1.2.3). So steht PFOS im Verdacht krebserregend zu sein (Waterfield et al., 2020). Die Freisetzungsmenge dieses Stoffes in die Umwelt wird von Paul et al. (2009) bereits für den Zeitraum von 1970-2002 auf 45.250 t geschätzt. Aufgrund der hohen Verweildauer stellt diese Freisetzung bereits ein großes Umweltrisiko dar und die Substanz lässt sich in vielen Umweltkompartimenten nachweisen (Paul et al., 2009).

Ähnliches gilt für die Substanz PFOA. Dieser Stoff wurde vor allem als Emulgator eingesetzt (Post et al., 2012). Aufgrund ähnlicher Eigenschaften wie PFOS hinsichtlich Persistenz, Bioakkumulation und Toxizität wurde auch dieser Stoff 2019 in Anhang A des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen und 2020 in Anhang I der POP-VO<sup>2</sup> (Europäisches Parlament, 2019). Die Gesamtproduktion von PFOA und seinen Salzen lag dabei in dem Zeitraum von 1951-2004 von 3 600 – 5 700 t (Prevedouros et al., 2006). Die hohe Gesamtproduktionsmenge zeigt die Relevanz dieses Stoffes und das hohe Potential, in die Umwelt freigesetzt zu werden.

Der zweite Teil der ersten Gruppe der OECD-Einteilung umfasst die per- und polyfluorierten Ethercarbonsäuren (mindestens eine funktionelle Ethergruppe (-O-) sowie eine Säuregruppe (-COOH), Abbildung 4 a)) sowie die per- und polyfluorierten Ethersulfonsäuren (mindestens eine funktionelle Ethergruppe (-O-) sowie eine Sulfonsäuregruppe (-SO<sub>3</sub>H), Abbildung 4 b)).

---

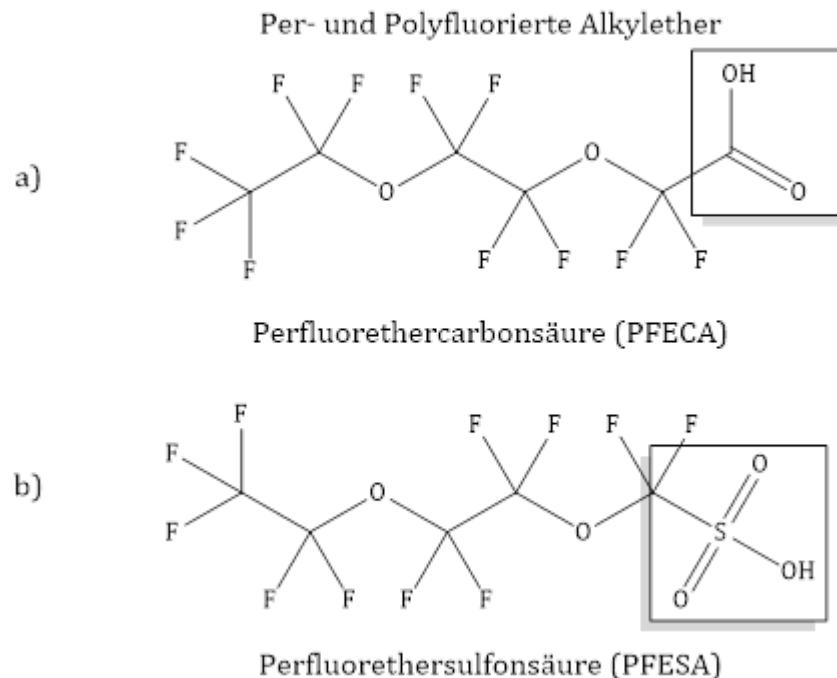
<sup>1</sup> Änderung Anhang I POP-VO: Verordnung (EU) Nr. 757/2010 der Kommission vom 24. August 2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich der Anhänge I und III, aufrufbar unter <http://data.europa.eu/eli/reg/2010/757/oi>

Änderung Anhänge IV und V POP-VO: Verordnung (EU) Nr. 1342/2014 der Kommission vom 17. Dezember 2014 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 850/2004 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe hinsichtlich der Anhänge IV und V Text von Bedeutung für den EWR, aufrufbar unter <http://data.europa.eu/eli/reg/2014/1342/oi>

<sup>2</sup> Änderung Anhang I POP-VO: Delegierte Verordnung (EU) 2020/784 der Kommission vom 8. April 2020 zur Änderung des Anhangs I der Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich der Aufnahme von Perfluoroctansäure (PFOA), ihrer Salze und von PFOA-verwandten Verbindungen, abrufbar unter <http://data.europa.eu/eli/reg/del/2020/784/2020-06-15>

Änderung Anhänge IV und V POP-VO: Delegierte Verordnung (EU) 2021/115 der Kommission vom 27. November 2020 zur Änderung des Anhangs I der Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates hinsichtlich Perfluoroctansäure (PFOA), ihrer Salze und PFOA-verwandter Verbindungen, aufrufbar unter <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex%3A32021R0115>

**Abbildung 4: Untergruppen der per- und polyfluorierten Alkylether gemäß OECD-Einteilung**



Quelle: Eigene Darstellung

Die Substanzen dieser Untergruppe fanden seit dem Beginn der 1970er in der Metallbeschichtungsindustrie Chinas einen nennenswerten Einsatz (Lin et al., 2017; Ruan et al., 2015). Mit der Regulierung der beiden Stoffe PFOS und PFOA findet diese Substanzklasse verstärkte Anwendung, z. B. als Emulgator (ADONA, (Ammoniumsalz der Perfluor-4,8-dioxa-3H-nonansäure) oder Perfluor(2-propoxypropansäure)) in der Fluorpolymerherstellung, und ersetzt dort zum Teil das PFOA (Munoz et al., 2019; C. Zhang et al., 2019). Obwohl sich diese beiden Substanzen bereits in der Umwelt, auch in deutschen Flusssystemen (Heydebreck et al., 2015), nachweisen lassen, weist die Forschung auf einen Bedarf nach der endgültigen Klärung der Toxizität dieser Stoffe hin (Gaballah et al., 2020).

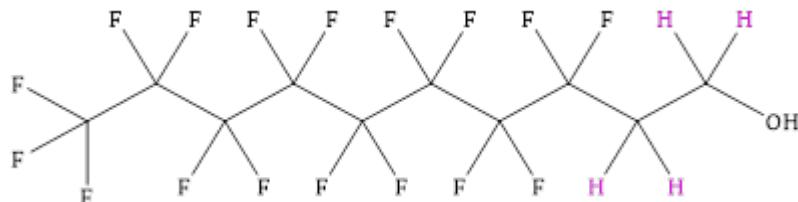
### PFAA Vorläufer

Die zweite große Gruppe der OECD-Einteilung umfasst die fluorierten Vorläufersubstanzen. Es handelt sich hierbei vor allem um Substanzen, die zur Herstellung der Zielsubstanzen Verwendung finden. So ist z. B. Perfluoroctansulfonylfluorid (POSF) eine der Vorläuferverbindungen von PFOS. Da sich diese Substanzen nicht immer zu 100% bei der Weiterverarbeitung umsetzen, können diese ebenfalls im Endprodukt vorgefunden werden und so eine Belastung für die Umwelt darstellen. In einer Studie, die im Jahr 2009 von Paul et al. veröffentlicht wurde, berichten die Autoren, dass die Produktion von POSF eine weltweite Produktion von 96 000 t in dem Zeitraum von 1970-2002 aufwies. Mit der Aufnahme von PFOS in den Anhang B des Stockholmer Übereinkommens wurde die Produktion an den bisherigen Standorten weitestgehend eingestellt – aufgrund von Ausnahmen, die der Anhang B zulässt, ist jedoch eine verstärkte Produktion in China beobachtbar. Die Produktion dort hat sich in den Jahren 2004 bis 2006 von unter 50 t pro Jahr auf über 200 t pro Jahr mehr als vervierfacht. Von dieser Menge wurden 100 t pro Jahr in die Europäische Union, Brasilien und Japan importiert (Knepper et al., 2014; Paul et al., 2009).

Ein großer Vertreter dieser Gruppe sind die Fluortelomere, die wie PFOA und PFOS eine sehr hohe wasser- und fettabweisende Wirkung aufweisen und daher beispielsweise in der Textilindustrie verwendet werden (Gremmel et al., 2016). Die Fluortelomere finden darüber hinaus eine

breite Anwendung in der Herstellung von per- und polyfluorierten Zielverbindungen, wie z. B. Polymere. Ein Beispiel für ein häufiges Fluortelomer ist anhand des Fluortelomeralkohols (FTOH) 8:2 FTOH (die erste Zahl (8) zeigt die Anzahl der fluorierten Kohlenstoffe an, während die zweite Zahl (2) die Anzahl der nicht fluorierten Kohlenstoffe anzeigt) in Abbildung 5 gezeigt. Die allgemeine Summenformel für n:2 FTOH ist hierbei  $\text{CF}_3(\text{CF}_2)_{n-1}\text{CH}_2\text{CH}_2\text{OH}$ .

**Abbildung 5: Strukturformel des 8:2 FTOH**



Quelle: Eigene Darstellung

Da die Fluortelomere metabolisiert und transformiert werden können und sich somit die Strukturformel in der Umwelt ändern kann, ist eine Erfassung und Bewertung des umwelttoxikologischen Potentials von Fluortelomeren schwierig, was jedoch aufgrund ihres Auftretens essentiell ist. (Butt et al., 2014; Field & Seow, 2017).

## Andere PFAS

Die dritte Gruppe der Einteilung der PFAS gemäß der OECD beinhaltet die Fluorpolymere und die Perfluorpolyether. Bekannte Vertreter aus dieser Gruppe sind z. B. das Polytetrafluorethylen (PTFE) oder auch Perfluoralkoxy-Polymeren (PFA), welche z. B. als Antihafbeschichtung zum Einsatz kommen.

## 1.2 Rechtshintergrund

### 1.2.1 Allgemeiner Überblick und Entwicklungen

Die aktuelle EU-Regulierungslandschaft für PFAS ist fragmentiert. Bestimmte PFAS, wie PFOS, PFOA und PFHxS, sind in verschiedenen EU-Rechtsinstrumenten geregelt. Viele dieser Rechtsinstrumente sind EU-Verordnungen, was bedeutet, dass die Regelungen unmittelbar gelten und auch direkte Pflichten für Industrie und Behörden auslösen. In diesem Kapitel werden neben der Darstellung der EU-Ebene diejenigen Fälle aufgezeigt, in denen das deutsche Recht PFAS über den Regelungsrahmen der EU hinaus regelt.

Es ist zu beachten, dass eine Reihe von Mitgliedstaaten derzeit ein Beschränkungsdossier für die gesamte Gruppe der PFAS gemäß der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH-VO) vorbereiten (Stand Februar 2023) (Annex XV, 2023b). Eine Beschränkung der gesamten Gruppe der PFAS im Rahmen der REACH-VO würde Auswirkungen auf bestehende regulatorische Bestimmungen zu PFAS im Rahmen anderer EU-Chemikalien- und Produktvorschriften haben. Das Ausmaß dieser Auswirkungen ist jedoch noch nicht klar und wird von der endgültigen Form der vorgeschlagenen Beschränkung abhängen, sofern sie angenommen wird.

### 1.2.2 Stockholmer Übereinkommen

Das Stockholmer Übereinkommen (SC) hat zum Ziel, gemäß dem Vorsorgeprinzip die menschliche Gesundheit und die Umwelt vor POP zu schützen. Dazu ist für die verschiedenen Stoffe eine

unterschiedliche Regelungstiefe (Eliminierung bzw. Beschränkung) festgeschrieben. Entsprechend ihrer Regelungstiefe sind die Stoffe drei Anlagen des Stockholmer Übereinkommens zugeordnet.

#### **Anlage A**

Stoffe, die in dieser Anlage aufgeführt werden, sollen vollständig von den Märkten der jeweiligen Vertragspartner eliminiert werden. Im Einzelnen sind für die gelisteten Stoffe bestimmte zeitlich befristete Ausnahmen für die Verwendung als Zwischenprodukt oder andere Spezifikationen geregelt.

#### **Anlage B**

Die Herstellung und Verwendung von Stoffen der Anlage B werden entsprechend der Vorgaben im Anhang beschränkt. Hier liegt kein generelles Verbot vor, sondern es wird eine spezifische Regelung für jede Verwendung getroffen. Darüber hinaus können ggf. Ausnahmen für die Verwendung dieser Stoffe bestehen.

Derzeit sind drei PFAS in den Anlagen des SC aufgeführt:

- ▶ Perfluoroctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) (Anlage B, Beschränkung) und
- ▶ Perfluoroctansäure (PFOA), ihre Salze und PFOA-verwandte Verbindungen (Anlage A mit verschiedenen Ausnahmen, Eliminierung).
- ▶ Perfluorohexansulfonsäure (PFHxS), ihre Salze und PFHxS-verwandte Verbindungen (Anlage A ohne Ausnahmen, Eliminierung).

### **1.2.3 POP-Verordnung**

#### **1.2.3.1 Herstellung, Inverkehrbringen und Verwendung von POP**

Die EU hat sich als Vertragspartner des Stockholmer Übereinkommens zur Umsetzung des Stockholmer Übereinkommens verpflichtet. Dieser Verpflichtung wird im Rahmen der Verordnung (EU) 2019/1021 (im Folgenden POP-VO genannt) des Europäischen Parlaments und des Rates vom 20. Juni 2019 über persistente organische Schadstoffe nachgegangen.

Derzeit sind drei PFAS in Anhang I der POP-VO aufgeführt:

- ▶ Perfluoroctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS) und
- ▶ Perfluoroctansäure (PFOA), ihre Salze und PFOA-verwandte Verbindungen.
- ▶ Perfluorhexansäure (PFHxS), ihre Salz und PFHxS-verwandte Verbindungen

Gemäß Artikel 3 (1) sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung dieser Stoffe als solche, in Gemischen oder in Erzeugnissen verboten. Es ist zu beachten, dass dieses Verbot eine Ausnahmeregelung für Stoffe enthält, die als unbeabsichtigte Spurenverunreinigung (engl. unintentional trace contamination, „UTC“) in Gemischen oder Erzeugnissen vorhanden sind.

Für PFOS ist in Anhang I der POP-VO eine UTC-Konzentration von höchstens 10 mg/kg (0,001 Gew.-%) aufgeführt, wenn es in Stoffen vorhanden ist. Für Halbfertigerzeugnisse oder Erzeugnisse oder Bestandteile davon ist in Anhang I eine UTC-Konzentration für PFOS von weniger als

0,1 Gewichtsprozent aufgeführt, berechnet im Verhältnis zur Masse der strukturell oder mikrostrukturell verschiedenartigen Bestandteile, die PFOS enthalten, oder — bei Textilien oder anderen beschichteten Werkstoffen — wenn der PFOS-Anteil weniger als 1 µg/m<sup>2</sup> des beschichteten Materials beträgt. Das Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung von PFOS geht über die Beschränkung dieses Stoffes gemäß Anlage B (Beschränkung) des Stockholmer Übereinkommens über persistente organische Schadstoffe hinaus, in der verschiedene zulässige Zwecke für die Herstellung und Verwendung sowie spezifische Ausnahmen für die Verwendung aufgeführt sind, die die Vertragsparteien des Übereinkommens beantragen können.

Das Verbot der Herstellung, des Inverkehrbringens und der Verwendung von PFOA steht im Einklang mit der Auflistung des Stoffes in Anlage A (Eliminierung) des Stockholmer Übereinkommens, die die Herstellung und Verwendung von PFOA vorbehaltlich einer begrenzten Anzahl spezifischer Ausnahmen verbietet. Für PFOA oder eines seiner Salze ist in Anhang I der POP-VO eine UTC-Konzentration von höchstens 0,025 mg/kg (0,0000025 Gew.-%) aufgeführt, wenn sie in Stoffen, Gemischen oder Erzeugnissen vorhanden ist bzw. sind. Für jede einzelne PFOA-verwandte Verbindung oder eine Kombination von PFOA-verwandten Verbindungen wird in Anhang I eine UTC-Konzentration von höchstens 1 mg/kg (0,0001 Gew.-%) angegeben, wenn sie in Stoffen, Gemischen oder Erzeugnissen vorhanden sind. In Anhang I der POP-VO ist eine UTC-Konzentration von höchstens 1 mg/kg (0,0001 Gew.-%) aufgeführt, wenn PFOA und seine Salze in Polytetrafluorethylen (PTFE)-Mikropulvern vorhanden sind, die durch ionisierende Strahlung oder durch thermischen Abbau hergestellt wurden, sowie in Gemischen und Erzeugnissen für industrielle und gewerbliche Verwendung, die PTFE-Mikropulver enthalten<sup>3</sup>. Wenn PFOA-verwandte Verbindungen in einem Stoff vorhanden sind, der als transportiertes isoliertes Zwischenprodukt im Sinne von Artikel 3(15) Buchstabe c der REACH-VO bei der Herstellung von Fluorchemikalien mit einer Perfluorkohlenstoffkette mit höchstens sechs Atomen genutzt werden soll und die streng kontrollierte Bedingungen gemäß Artikel 18 (4) Buchstaben a bis f der genannten Verordnung erfüllt gilt eine UTC-Konzentration von höchstens 20 mg/kg (0,002 Gew.-%).

Dieselben Grenzwerte die für PFOA gelten, gelten ebenfalls für PFHxS: 0,0025 mg/kg für PFHxS und ihre Salze sowie 1 mg/kg für PFHxS-verwandte Verbindungen. Weiterhin gilt ein separater UTC von 0,1 mg/kg für die Verwendung von PFHxS und PFHxS-verwandten Verbindungen in Feuerlöschschäumen, welcher von der Kommission in Zukunft jedoch nochmal überprüft wird.

Zusätzlich zu den Ausnahmen der UTC sind in Anhang I der POP-VO eine Reihe spezifischerer Ausnahmen unter den Einträgen für beide PFAS aufgeführt.

Das nationale Recht im Bereich der POP wird weitestgehend von EU-Recht bestimmt. Im Rahmen der nationalen Gesetze und untergesetzlicher Regelungen sind neben konkretisierenden Regelungen und Fragen des Vollzugs nur vereinzelt Vorschriften enthalten, die inhaltlich über die europäischen Regelungen hinausgehen. Zentrales Rechtsetzungselement des deutschen Stoffrechts ist das Chemikaliengesetz ([ChemG](#)). Dort werden Regelungen europäischer Verordnungen umgesetzt/konkretisiert. Unter dem ChemG existieren insbesondere folgende Verordnungen mit Relevanz für die Regelung von POP:

---

<sup>3</sup> In Bezug auf diese spezifische UTC ist in Anhang I der POP-Verordnung festgelegt, dass alle Emissionen von PFOA bei der Herstellung und Verwendung von PTFE-Mikropulvern zu vermeiden und, falls dies nicht möglich ist, so weit wie möglich zu verringern sind. Darüber hinaus wird in Anhang I festgelegt, dass diese Ausnahmeregelung von der Kommission bis spätestens 5.7.2022 überprüft und bewertet wird.

- ▶ Gefahrstoffverordnung (GefStoffV): regelt die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung von Gefahrstoffen, ebenso den Umgang und die Verwendung,
- ▶ Chemikalien-Verbotsverordnung (ChemVerbotsV): regelt das Inverkehrbringen von Gefahrstoffen bzw. die Beschränkung des Inverkehrbringens.

### 1.2.3.2 Abfallbewirtschaftung von POP

PFOS ist auch im abfallwirtschaftlich relevanten Anhang IV der POP-VO mit einer Konzentrationsgrenze von 50 mg/kg aufgeführt („untere POP Grenzwerte“ (UPGW) nach Artikel 7(4)a der POP-VO). Ebenso sind PFOA und PFHxS in Anhang IV mit einer Konzentrationsobergrenze von 1 mg/kg für die Substanz selbst sowie ihre Salze und von 40 mg/kg für die PFOA- und PFHxS-verwandten Verbindungen gelistet. Das bedeutet, dass gemäß Artikel 7(2) der POP-VO alle Abfälle, die diese PFAS oberhalb dieses Konzentrationsgrenzwertes enthalten, in einer Weise behandelt werden müssen, die sicherstellt, dass die PFAS zerstört oder unumkehrbar umgewandelt wird, damit die verbleibenden Abfälle und Freisetzung nicht die Eigenschaften von den PFAS aufweisen. Darüber hinaus müssen die Erzeuger und Besitzer von Abfällen alle sinnvollen Anstrengungen unternehmen, um eine Kontamination dieser Abfälle mit PFAS gemäß Artikel 7(1) der POP-VO zu vermeiden. Neben dem UPGW gibt es auch einen „oberen POP Grenzwert“ (OPGW) nach Artikel 7(4)b der POP-VO. Dieser ist in Anhang V Teil 2 der POP-VO mit 50 mg/kg für PFOS festgelegt. Für PFOA und PFHxS gilt ebenfalls 50 mg/kg für die Substanz selbst und ihre Salze sowie ein Grenzwert von 2.000 mg/kg für die PFOA- bzw. PFHxS-verwandten Verbindungen.

Artikel 7(4) sieht zwei Ausnahmen von den vorgenannten Verpflichtungen vor:

- ▶ Erstens können Abfälle, die diese PFAS enthalten oder damit kontaminiert sind, gemäß den einschlägigen Rechtsvorschriften der Union auf andere Weise beseitigt oder verwertet werden, sofern der PFOS-Gehalt im Abfall unter der Konzentrationsgrenze von 50 mg/kg bzw. 2.000 mg/kg liegt.
- ▶ Zweitens kann ein Mitgliedstaat oder die von ihm benannte zuständige Behörde in Ausnahmefällen zulassen, dass Abfälle aus thermischen Prozessen, die diese PFAS bis zu 50 mg/kg bzw. 2.000 mg/kg enthalten oder damit kontaminiert sind, dauerhaft gelagert werden, sofern eine Reihe von Kriterien gemäß Artikel 7(4) und Anhang V Teil 2 der POP-VO erfüllt sind.

In Deutschland dürfen – in Ergänzung zu den unmittelbar anwendbaren Regelungen der EU POP-VO – laut bundesrechtlicher Deponieverordnung (DepV) POP-haltige Abfälle nicht oberirdisch, also nur in Untertagedeponien (die alle im Salzgestein angelegt sind) oder durch Bergversatz im Salzgestein entsorgt werden. Die oberen POP Grenzwerte spielen deshalb für die Entsorgungspraxis POP-haltiger Abfälle in Deutschland keine Rolle.

Im Übrigen richtet sich die Bewirtschaftung von Abfällen nach dem Kreislaufwirtschaftsgesetz (KrWG). Für die Entsorgung POP-haltiger Abfälle mit einem Gehalt unter dem Grenzwert in Anhang IV der EU-POP-V ist insbesondere von Bedeutung, dass im Rahmen der Anwendung der Abfallhierarchie (§§ 6-8 KrWG) „diejenige Maßnahme Vorrang haben [soll], die den Schutz von Mensch und Umwelt bei der Erzeugung und Bewirtschaftung von Abfällen unter Berücksichtigung des Vorsorge- und Nachhaltigkeitsprinzips am besten gewährleistet. Für die Betrachtung der Auswirkungen auf Mensch und Umwelt nach Satz 1 ist der gesamte Lebenszyklus des Abfalls zugrunde zu legen“ (§ 6 KrWG).

Während bestimmte („alte“) POP-Abfälle<sup>4</sup> nach der deutschen Abfallverzeichnisverordnung (AVV), bei Überschreiten der Grenzwerte der POP-VO als gefährlich gelten und damit den entsprechenden Vorgaben des KrWG für gefährliche Abfälle unterliegen, gilt für neuere POP die POP-Abfall-Überwachungs-Verordnung (POP-Abfall-ÜberwachV). Diese wurde zu dem Zweck konzipiert, dass alle POP-haltigen Abfälle unabhängig von ihrer Einstufung als gefährlicher oder nicht gefährlicher Abfall in vergleichbarem Maße getrennt gesammelt, nicht vermischt und überwacht werden. Die in § 2 POP-Abfall-ÜberwachV aufgeführten Abfallarten sind alle nicht gefährlichen „Spiegeleinträgen“ im Abfallverzeichnis zugeordnet.

Die Einstufung von PFAS entsprechend der Vorgaben der CLP-Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 (siehe hierzu Kapitel 1.2.5), insbesondere eine harmonisierten Einstufung, hat im Bereich der sog. „Spiegeleinträge“<sup>5</sup> Auswirkungen auf die Einstufung von Abfällen als gefährlich oder nicht gefährlich entsprechend der AVV.

Die Einstufung von Abfällen als gefährlich in Übereinstimmung mit der AVV wiederum löst noch zusätzliche Vorgaben über die Bewirtschaftung gefährlicher Abfälle aus, etwa mit Blick auf zulässige Behandlungsoptionen.

#### 1.2.4 REACH-Verordnung

Die folgenden PFAS wurden gemäß Artikel 59 der REACH-VO in die Kandidatenliste<sup>6</sup> aufgenommen und stellen damit einen besonders besorgniserregenden Stoff (engl. substance of very high concern, „SVHC“) dar:

- ▶ Perfluorobutansulfonsäure (PFBS) und ihre Salze;
- ▶ Perfluorhexan-1-sulfonsäure und ihre Salze (PFHxS);
- ▶ Perfluordecansäure (PFDA) und ihre Natrium- und Ammoniumsalze; und
- ▶ 2,3,3,3-Tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionsäure, ihre Salze und ihre Acylhalogenide (HFPO-DA).

Die Aufnahme der oben genannten PFAS in die Kandidatenliste hat eine Reihe von regulatorischen Auswirkungen.

- ▶ Erstens unterliegen Stoffe, die in der Kandidatenliste aufgeführt sind, der Bewertung für die Aufnahme in Anhang XIV REACH-VO. Gemäß Artikel 56 (1) REACH-VO darf ein Hersteller, Importeur oder nachgeschalteter Anwender einen Stoff, der in Anhang XIV aufgenommen wurde, nicht für eine Verwendung in Verkehr bringen oder selbst verwenden, es sei denn, es wurde von der Europäischen Kommission eine Zulassung gemäß den einschlägigen Bestimmungen der Verordnung erteilt.
- ▶ Artikel 7(2) der REACH-VO legt fest, dass jeder Produzent oder Importeur von Erzeugnissen der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) mitteilen muss, dass ein Stoff als besonders

---

<sup>4</sup> Anlage zu zu § 2 Abs. 1) 2.2.3: polychlorierte Dibenz-p-dioxine (PCDD) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDF), 1,1,1-Trichlor-2,2-bis(4-chlorphenyl)ethan (DDT), Chlordan, Hexachlorcyclohexane (einschließlich Lindan), Dieldrin, Endrin, Heptachlor, Hexachlorbenzol, Chlordecon, Aldrin, Pentachlorbenzol, Mirex, Toxaphen, Hexabrombiphenyl oder PCB.

<sup>5</sup> Als Spiegeleinträge werden Abfallarten in der Abfallverzeichnisverordnung (AVV) bezeichnet, die - abhängig vom konkreten Einzelfall - mal als gefährlich, mal als nicht gefährlich anzusehen sind.

<sup>6</sup> <https://echa.europa.eu/de/candidate-list-table>

besorgniserregender Stoff identifiziert wurde, wenn die beiden folgenden Voraussetzungen erfüllt sind:

- a) Der Stoff ist in diesen Erzeugnissen in einer Menge von insgesamt mehr als einer Tonne pro Jahr und pro Produzent oder Importeur enthalten;
- b) der Stoff ist in diesen Erzeugnissen in einer Konzentration von mehr als 0,1 Massenprozent (w/w) enthalten.

► Artikel 31(1) Buchstabe c REACH-VO bestimmt, dass der Lieferant eines Stoffes oder eines Gemischs dem Abnehmer ein Sicherheitsdatenblatt gemäß Anhang II REACH-VO zur Verfügung stellen muss, wenn

- a) der Stoff oder das Gemisch die Kriterien für die Einstufung als gefährlich gemäß der CLP-Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 erfüllt oder
- b) wenn der Stoff persistent, bioakkumulierbar und toxisch oder sehr persistent und sehr bioakkumulierbar gemäß den Kriterien des Anhangs XIII REACH-VO ist oder
- c) wenn der Stoff aus anderen als den in Buchstabe a und Buchstabe b angeführten Gründen in die Kandidatenliste aufgenommen wurde.

► Artikel 33(1) REACH-VO legt fest, dass jeder Lieferant eines Erzeugnisses, das einen in der SVHC-Liste aufgeführten Stoff in einer Konzentration von mehr als 0,1 Massenprozent (w/w) enthält, dem Abnehmer des Erzeugnisses ausreichende Informationen zur Verfügung stellen muss, die dem Lieferanten zur Verfügung stehen, um eine sichere Verwendung des Erzeugnisses zu ermöglichen, einschließlich mindestens des Namens dieses Stoffes. Auf der Grundlage von Artikel 9(2) der Rahmenrichtlinie 2008/98/EG über Abfälle (Abfallrahmenrichtlinie) hat die ECHA eine Datenbank (SCIP) eingerichtet, in der die Lieferanten nach Maßgabe des nationalen Rechts die in Artikel 33 (1) REACH-VO geforderten Daten bereitstellen müssen.

- In Deutschland wurde die Umsetzung im Rahmen der Novelle des KrWG diskutiert. Die letztlich verabschiedete Fassung (neuer § 16f ChemG) sieht (1:1 im Wortlaut der EU-Abfallrahmenrichtlinie) eine Pflicht vor, die relevanten Informationen der ECHA „ab dem 5. Januar 2021“ „zur Verfügung zu stellen“, es gibt aber keine Vorgaben über das Format und auch keine Deadline, bis wann die Informationen zur Verfügung zu stellen sind. Zur Rolle des nationalen Chemikalienrechts im Verhältnis zu EU-Verordnungen außerhalb dieses SCIP-Komplexes siehe sinngemäß die Ausführungen im Bereich POP (siehe Kapitel 1.2.3).

Weiterhin sind langkettige perfluorierte Carbonsäuren mit einer Kettenlänger von C9-C14 in Anhang XVII beschränkt, wodurch diese PFAS nicht mehr hergestellt oder in Verkehr gebracht werden dürfen. Es existieren jedoch einige Ausnahmen wie z.B. für die Verwendung in öl- und wasserabweisenden Textilien zum Schutz von Arbeitnehmern vor gefährlichen Flüssigkeiten, zur Herstellung von PTFE und Polyvinylidenfluorid für bestimmte Anwendungen und in fotografischen Beschichtungen von Filmen. Diese Ausnahmen besitzen jedoch alle eine zeitliche Beschränkung, womit die C9-C14 Perfluorcarbonsäuren in diesen Anwendungen auch auslaufen müssen.

Wie bereits erwähnt, wird derzeit von einer Gruppe von Mitgliedsstaaten ein Beschränkungsdossier für alle Verwendungen aller Stoffe, die unter die Gruppe der PFAS fallen, erstellt. Eine

solche umfassende Beschränkung wird wahrscheinlich Folgen für die bestehenden regulatorischen Bestimmungen zu PFAS unter der REACH-VO haben, wie oben beschrieben. Das Ausmaß dieser Konsequenzen ist jedoch noch nicht klar und wird von der endgültigen Form der vorgeschlagenen Beschränkung abhängen, falls diese angenommen wird (Status Januar 2023).

Es ist anzumerken, dass verschiedene andere Beschränkungsdossiers für spezifische PFAS von verschiedenen Mitgliedsstaaten vorbereitet werden (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, n.d.). So gibt es ein Beschränkungsverfahren für PFHxA und ihr Salze (ECHA, 2022b) und eines für PFAS in Feuerlöschschäumen (ECHA, 2022a). Es ist nicht klar, wie sich diese Bemühungen zu dem oben erwähnten umfassenden PFAS-Dossier verhalten werden.

### **1.2.5 CLP-Verordnung**

Eine Reihe von PFAS wurde in die Liste der harmonisierten Einstufung und Kennzeichnung von gefährlichen Stoffen (Tabelle 3) des Anhangs VI der Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen (CLP-VO) aufgenommen:

- ▶ Perfluorooctansäure (PFOA),
- ▶ Ammoniumpentadecafluorooctanoat (APFO),
- ▶ Perfluorononan-1-Säure (PFNA) und ihre Natrium- und Ammoniumsalze,
- ▶ Perfluordecansäure (PFDA) und ihre Natrium- und Ammoniumsalze.

Die Aufnahme in die Liste der harmonisierten Einstufung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe hat eine Reihe von regulatorischen Auswirkungen. Artikel 17 (1) der CLP-VO legt fest, dass ein als gefährlich eingestufter Stoff oder ein als gefährlich eingestuftes Gemisch, der bzw. das in einer Verpackung enthalten ist, mit einem Kennzeichnungsetikett versehen werden muss, dass die in demselben Artikel genannten Elemente enthält. Die Kennzeichnung muss auch den Anforderungen für die Kennzeichnung entsprechen, die in anderen Artikeln von Titel III der CLP-VO festgelegt sind. Artikel 35 der CLP-VO legt fest, dass Verpackungen, die gefährliche Stoffe oder Gemische enthalten, eine Reihe von Anforderungen erfüllen müssen, die in demselben Artikel aufgeführt sind.

Zur Rolle des nationalen Chemikalienrechts im Verhältnis zu EU-Verordnungen siehe sinngemäß die Ausführungen im Bereich POP (siehe Kapitel 1.2.3).

### **1.2.6 Wasser**

#### **1.2.6.1 Wasserrahmenrichtlinie**

Die Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie, WRRL) legt einen Rahmen für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in der EU fest. Artikel 16 (1) der Wasserrahmenrichtlinie bestimmt, dass das Europäische Parlament und der Rat spezifische Maßnahmen gegen die Verschmutzung von Gewässern durch einzelne Schadstoffe oder Schadstoffgruppen, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen, einschließlich solcher Risiken für Gewässer, die für die Trinkwasserentnahme genutzt werden, erlassen. Gemäß Artikel 16 (2) legt die Europäische

Kommission einen Vorschlag mit einer Liste prioritärer Stoffe vor, die aus denjenigen ausgewählt werden, die ein erhebliches Risiko für oder durch die aquatische Umwelt darstellen. Die Stoffe werden auf der Grundlage des Risikos für oder durch die aquatische Umwelt, das anhand eines festgelegten Risikobewertungsrahmens ermittelt wird, für Maßnahmen priorisiert.

Artikel 16 (8) der Wasserrahmenrichtlinie legt fest, dass die Europäische Kommission innerhalb von zwei Jahren nach Aufnahme des betreffenden Stoffes in die Liste prioritärer Stoffe Vorschläge zumindest für Emissionsbegrenzungen von Punktquellen und für Umweltqualitätsnormen vorlegt.

Anhang X der Wasserrahmenrichtlinie enthält die oben erwähnte Liste der prioritären Stoffe. Eintrag 35 der Liste führt PFOS auf und gibt an, dass dieser Stoff als prioritärer gefährlicher Stoff identifiziert wird. Die Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpoltik (UQN-Richtlinie) legt Umweltqualitätsnormen (UQN) für die nach der Wasserrahmenrichtlinie identifizierten prioritären Stoffe fest und listet PFOS in ihrem Anhang II mit Qualitätsnormen (Grenzwerten) für verschiedene Arten von Oberflächengewässern und in Biota auf.

Im Rahmen einer Revision schlägt die Europäische Kommission vor, 24 PFAS in die Wasserrahmenrichtlinie aufzunehmen (Europäische Kommission, 2022b).

Die WRRL ist in Deutschland über das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) und darauf basierende Verordnungen wie z. B. die Grundwasserverordnung (GrwV) von 2010 und die Oberflächengewässerverordnung von 2016 (OGewV) umgesetzt. Die Pflicht, den guten chemischen Gewässerzustand zu erreichen, ergibt sich in Deutschland aus den genannten Rechtsakten. Die GrwV und die OGewV sehen die entsprechenden Schwellenwerte bzw. Qualitätsnormen vor. Die OGewV setzt dabei die Schwellenwerte bzw. Qualitätsnormen für PFOS um.

### 1.2.6.2 Trinkwasserrichtlinie

Die Richtlinie (EU) 2020/2184 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasserrichtlinie) ist das erste Rechtsinstrument in der EU, das einen Gruppenansatz verfolgt, mit dem die Gesamtheit der PFAS geregelt wird. Dieser Parameterwert gilt jedoch erst, sobald technische Leitlinien für die Überwachung dieses Parameters gemäß Artikel 13 Absatz 7 entwickelt wurden. Laut Trinkwasserrichtlinie werden diese bis zum 12. Januar 2024 durch die Kommission festgelegt (Artikel 13 (7)).

Artikel 4 (1) der Trinkwasserrichtlinie legt fest, dass die Mitgliedstaaten die erforderlichen Maßnahmen ergreifen, um sicherzustellen, dass Wasser für den menschlichen Gebrauch genügsaftlich und rein ist. Im Sinne der Mindestanforderungen der Richtlinie gilt Wasser für den menschlichen Gebrauch als genügsaftlich und rein, wenn eine Reihe von festgelegten Anforderungen erfüllt sind. Eine dieser Anforderungen ist, dass das Wasser die Mindestanforderungen gemäß Anhang I Teile A, B und D erfüllt.

In Anhang I, Teil B (chemische Parameter) ist ein Parameterwert von 0,5 µg/L für die Gesamtheit der PFAS aufgeführt. Derselbe Teil B führt einen Parameterwert von 0,1 µg/L für die Summe der in Anhang III Teil B Nummer 3 aufgeführten PFAS auf, die in Bezug auf Wasser für den menschlichen Gebrauch als bedenklich gelten. In Anhang III Teil B Nummer 3 der Trinkwasserrichtlinie sind die folgenden PFAS aufgeführt:

- ▶ Perfluorbutansäure (PFBA),

- ▶ Perfluorpentansäure (PFPeA),
- ▶ Perfluorhexansäure (PFHxA),
- ▶ Perfluorheptansäure (PFHpA),
- ▶ Perfluoroctansäure (PFOA),
- ▶ Perfluorononansäure (PFNA),
- ▶ Perfluordecansäure (PFDA),
- ▶ Perfluorundecansäure (PFUnDA),
- ▶ Perfluordodecansäure (PFDoDA),
- ▶ Perfluortridecansäure (PFTrDA),
- ▶ Perfluorbutansulfonsäure (PFBS),
- ▶ Perfluorpentansulfonsäure (PFPS),
- ▶ Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS),
- ▶ Perfluorheptansulfonsäure (PFHpS),
- ▶ Perfluoroctansulfonsäure (PFOS),
- ▶ Perfluornonansulfonsäure (PFNS),
- ▶ Perfluordecansulfonsäure (PFDS),
- ▶ Perfluorundecansulfonsäure,
- ▶ Perfluordodecansulfonsäure,
- ▶ Perfluortridecansulfonsäure.

Artikel 13 (7) der Trinkwasserrichtlinie legt fest, dass die Kommission bis zum 12. Januar 2024 technische Leitlinien für Analyseverfahren zur Überwachung von PFAS unter den Parametern "PFAS gesamt" und "Summe der PFAS", einschließlich Nachweisgrenzen, Parameterwerten und Häufigkeit der Probennahme, festlegt.

In Deutschland gilt ab 2023 die Neufassung der Trinkwasserverordnung, die nach einer Übergangsfrist ab 2026 einen Grenzwert für die Summe PFAS-20 von 0,1 µg/l und einen zusätzlichen Grenzwert von 20 ng/l für die Stoffgruppe PFOA, PFNA, PFHxS und PFOS (PFAS-4) ab 2028 vor sieht.

### **1.2.7 Kosmetische Mittel**

Die Verordnung (EG) Nr. 1223/2009 über kosmetische Mittel (Kosmetikverordnung) verbietet und beschränkt das Vorkommen verschiedener PFAS in kosmetischen Mitteln. Artikel 14 (1) der Kosmetikverordnung legt fest, dass kosmetische Mittel unter anderem keine verbotenen Stoffe, die in Anhang II der Verordnung aufgeführt sind, oder eingeschränkte Stoffe, die nicht in Übereinstimmung mit den in Anhang III der Verordnung festgelegten Beschränkungen verwendet werden, enthalten dürfen.

In Anhang II der Verordnung über kosmetische Mittel sind die folgenden PFAS aufgeführt:

- ▶ Perfluoroctansulfonsäure; Heptadecafluoroctan-1-sulfonsäure (PFOS), und eine Reihe von Salzen:
  - Kaliumperfluoroctansulfonat; Kaliumheptadecafluoroctan-1-sulfonat
  - Diethanolaminperfluoroctansulfonat
  - Ammoniumperfluoroctansulfonat; Ammoniumheptadecafluoroctansulfonat
  - Lithiumperfluoroctansulfonat; Lithiumheptadecafluoroctansulfonat
- ▶ Trifluralin (ISO);  $\alpha,\alpha,\alpha$ -Trifluor-2,6-dinitro-N,N-dipropyl-p-toluidin; 2,6-Dinitro-N,N-dipropyl-4-trifluormethylanilin; N,N-Dipropyl-2,6-dinitro-4-trifluormethylanilin
- ▶ Ammoniumpentadecafluoroctanoat
- ▶ Perfluoroctansäure (PFOA)
- ▶ Fluazinam (ISO); 3-Chlor-N-[3-chlor-2,6-dinitro-4-(trifluormethyl)phenyl]-5-(trifluormethyl)pyridin-2-amin
- ▶ Tembotrion (ISO); 2-{2-Chlor-4-(methylsulfonyl)-3- [(2,2,2-trifluorethoxy)methyl]benzoyl}cyclohexan-1,3-dion
- ▶ Triflusulfuron-methyl; Methyl-2-({[4-(dimethylamino)-6-(2,2,2-trifluorethoxy)-1,3,5-triazin-2-yl]carbamoyl }sulfamoyl)-3-methylbenzoat
- ▶ Perfluordecansäure (PFDA) und ihre Salze:
  - Ammoniumnonadecafluordecanoat
  - Natriumnonadecafluordecanoat
- ▶ Flocoumafen (ISO); Reaktionsmasse aus: cis-4-Hydroxy-3-(1,2,3,4-tetrahydro-3-(4-(4-trifluormethylbenzyloxy)phenyl)-1-naphthyl)cumarin und trans-4-Hydroxy-3-(1,2,3,4-tetrahydro-3-(4-(4-trifluormethylbenzyloxy)phenyl)-1-naphthyl)cumarin
- ▶ Perfluorononan-1-Säure und ihre
  - Natrium- und
  - Ammoniumsalze
- ▶ Triflumizol (ISO); (1E)-N-[4-Chlor-2-(trifluormethyl)phenyl]-1-(1H-imidazol-1-yl)-2-propoxyethanimin

In Anhang III der Verordnung über kosmetische Mittel die folgende PFAS aufgeführt:

- ▶ -N-(2-Hydroxyethyl)-2-nitro-4-trifluormethylanilin

In Deutschland ist das Lebensmittel-, Bedarfsgegenstände- und Futtermittelgesetzbuch (Lebensmittel- und Futtermittelgesetzbuch – LFGB) das Dachgesetz zum deutschen Lebensmittel- und Futtermittelrecht. Es umfasst alle Produktions- und Verarbeitungsstufen entlang der Lebensmittelwertschöpfungskette und gilt außerdem noch für Kosmetika und Bedarfsgegenstände. Das LFGB beinhaltet keine zusätzlichen relevanten nationalen Regelungen.

### **1.2.8 Material mit Lebensmittelkontakt**

Die Verordnung (EU) Nr. 10/2011 der Kommission enthält Beschränkungen für die Verwendung verschiedener PFAS in Materialien und Gegenständen aus Kunststoff, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen.

Artikel 5(1) der Verordnung bestimmt, dass nur die Stoffe, die in der Unionsliste der zugelassenen Stoffe in Anhang I der Verordnung aufgeführt sind, bei der Herstellung von Kunststoffschichten in Materialien und Gegenständen aus Kunststoff absichtlich verwendet werden dürfen. Tabelle 1 in Anhang I enthält die Liste der zugelassenen Stoffe. In Spalte 10 der Liste sind Einschränkungen und Spezifikationen für die Verwendung der aufgelisteten Stoffe aufgeführt. Alle geregelten PFAS in Anhang I der Verordnung (EU) Nr. 10/2011 sind im Anhang A dieses Dokuments zu finden.

Auf nationaler Ebene erfolgt die relevante Umsetzung im Rahmen des LFGB. Zusätzlich relevant sind die Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR)-Empfehlungen zu Materialien für den Lebensmittelkontakt, die zwar keine Rechtsnormen darstellen, aber den derzeitigen Stand von Wissenschaft und Technik für die Bedingungen darstellen, unter denen Bedarfsgegenstände aus hochpolymeren Stoffen wie z. B. Silikone, Papier und Kautschuk im Hinblick auf ihre gesundheitliche Unbedenklichkeit den Anforderungen des § 31 Abs. 1 LFGB sowie Artikel 3(1a) der Verordnung (EG) Nr. 1935/2004 entsprechen. In der BFR Empfehlung XXXVI. für Lebensmittelkontakt-papiere sind derzeit noch PFAS auf einer Positivliste zugelassen.

Es sollte ebenfalls noch erwähnt werden, dass für die tolerierbare tägliche Aufnahmemenge für die Summe von PFOA, PFOS, PFHxS und PFNA aktuell ein Wert von 4,4 ng/kg Körpergewicht bestimmt worden ist (EFSA, 2022).

### **1.2.9 Industrieemissionen**

Die Richtlinie 2010/75/EU über Industrieemissionen (IED) ist die Nachfolgerin u.a. der IVU-Richtlinie von 1996 und legt Regeln zur integrierten Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung durch industrielle Tätigkeiten fest. Ein wesentliches Instrument im Rahmen der IED sind die besten verfügbaren Techniken (BVT)-Merkblätter, welche Regelungen über BVT in den Bereichen der besonders umweltrelevanten Industrieanlagen enthalten und alle 8 Jahre aktualisiert werden. Ein Kapitel der BVT-Merkblätter ist den sogenannten BVT-Schlussfolgerungen gewidmet, welche seit Inkrafttreten der IED bei der Überarbeitung jedes BVT-Merkblattes in rechtsverbindliche Dokumente überführt werden und in nationales Recht umgesetzt werden müssen. Somit müssen die BVT, die teils mit BVT assoziierten Emissionswerten verknüpft sind, in den Genehmigungsbedingungen für industrielle Tätigkeiten, die unter die IED fallen, berücksichtigt und umgesetzt werden. BVT-Schlussfolgerungen aus BVT-Merkblättern, die seit der Einführung der IED noch nicht aktualisiert wurden, erhalten noch unverbindliche Empfehlungen, es kann allerdings der Fall sein, dass diese BVT bei der anstehenden Aktualisierung dieser Merkblätter ebenfalls rechtsverbindlich werden.

Derzeit enthalten eine Reihe von BVT verbindliche sowie (noch) unverbindliche BVT-Schlussfolgerungen zu PFAS, insbesondere zu PFOS. In Tabelle 15 sind zwei BVT-Schlussfolgerungen beispielhaft aufgeführt, wobei es sich bei dem STM-BVT-Merkblatt von 2006 um (noch) unverbindliche, und bei dem WT-BVT-Merkblatt von 2018 um eine verbindliche BVT Schlussfolgerung handelt.

**Tabelle 15: Beispiele von BVT-Schlussfolgerungen für PFAS**

BVT-Merkblätter	Beispielhafte Referenz zu PFAS
Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen (STM) (2005)	Bei PFOS ist es BVT, die Verwendung durch die Kontrolle der Zugabe zu minimieren und Dämpfe durch Kontrolle mittels Techniken wie schwimmende Oberflächenisolierung zu minimieren. Die Gesundheit am Arbeitsplatz kann jedoch ein wichtiger Faktor sein. Bei der Anodisierung kann schrittweise darauf verzichtet werden, und es gibt alternative Verfahren für die Chrom(VI)- und die cyanidfreie alkalische Verzinkung (die ausführlichen BVT sind in Abschnitt 5.2.5.2 des BVT-Merkblattes enthalten, die detaillierten Beschreibungen der einzelnen Techniken in Abschnitt 4.9.2).
Abfallbehandlung (WT) (2018)	BVT 7. Die BVT besteht in der Überwachung von Emissionen in Gewässer [...]. PFOS muss mindestens einmal alle 6 Monate bei allen Abfallbehandlungsanlagen überwacht werden (Die Überwachungshäufigkeit kann reduziert werden, wenn die Emissionswerte eine ausreichende Stabilität aufweisen.)

Quelle: Eigene Darstellung

Es sollte auch beachtet werden, dass in den Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Technikendes überarbeiteten BVT-Merkblatts für die Textilindustrie verschiedene PFAS-bezogene Grenzwerte für Emissionen in Wasser sowie anwendbare Wasserreinigungstechniken für PFOS und PFOA enthält. So sollen beispielsweise Abwasser mit einer hohen Schadstoffbelastung (z.B. mit PFAS) separat gesammelt und vorbehandelt werden, um Emissionen in Gewässer zu minimieren (BAT 19) (Europäische Kommission, 2022a).

Anlagen, die auf Grund ihrer Beschaffenheit oder ihres Betriebs in besonderem Maße geeignet sind, schädliche Umwelteinwirkungen hervorzurufen oder in anderer Weise die Allgemeinheit oder die Nachbarschaft zu gefährden, erheblich zu benachteiligen oder erheblich zu belästigen, bedürfen einer Genehmigung nach dem Bundes-Immissionsschutzgesetz (BImSchG). Welche Anlagen im Einzelnen genehmigungsbedürftig sind, ist in der 4. BImSchV<sup>7</sup> festgelegt.

## 1.2.10 Ausbringung auf Böden

### 1.2.10.1 Klärschlamm

Richtlinie 86/278/EWG des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft regelt die Verwendung von kommunalem Klärschlamm in der Landwirtschaft, so dass schädliche Auswirkungen auf Böden, Vegetation, Tier und Mensch verhindert und zugleich eine einwandfreie Verwendung von Klärschlamm gefördert werden soll.

In Deutschland wird die EU-Richtlinie 86/278/EWG durch die „Verordnung zur Neuordnung der Klärschlammverwertung“ (Klärschlammverordnung - AbfKlarV) umgesetzt. Mit der nationalen Klärschlammverordnung wird die Verwertung von kommunalem Klärschlamm in Deutschland neu geregelt. Der Eintrag von anorganischen und organischen Schadstoffen auf Böden soll minimiert werden. Zudem wird das Ziel verfolgt wertgebenden Bestandteile des Klärschlamm (Phosphor) umfassender als bisher wieder in den Wirtschaftskreislauf zurückzuführen. Gleichzeitig wird die bodenbezogene Klärschlammverwertung zum Zweck einer weiteren Verringerung des Schadstoffeintrags in den Boden ab 2029 deutlich eingeschränkt.

<sup>7</sup> Vierte Verordnung zur Durchführung des BundesImmissionsschutzgesetzes

Bezüglich der PFAS (polyfluorierte Verbindungen mit den Einzelsubstanzen PFOS und PFOA) gelten bei bodenbezogener Verwertung vor Abgabe des Klärschlammes an den Klärschlammnutzer, den Gemischhersteller oder den Komposthersteller Untersuchungspflichten § 5(2). Diese Pflichten werden in § 32 durch Analysemethoden konkretisiert.

Die Abgabe des Klärschlammes durch den Klärschlammerzeuger sowie die Auf- oder Einbringung des Klärschlammes auf oder in den Boden ist nur zulässig, wenn die Untersuchungen nach § 5 (1) und (2) ergeben, dass die Grenzwerte nach Anlage 2 Tabelle 1.4 Spalte 4 der Düngemittelverordnung sowie die Grenzwerte gemäß Klärschlammverordnung nicht überschritten werden. Ab 2029 sind Anlagen mit Einwohnerwerten über 100.000 dazu verpflichtet ihre Klärschlämme thermisch zu behandeln. Gleiches gilt für Anlagen mit Einwohnerwerten von über 50.000 ab 2032 (LAGA, 2020). Der Phosphor muss gemäß Klärschlammverordnung aus dem Klärschlamm zurückgeholt und vor allem in Form von Düngemitteln (siehe Kapitel 1.2.10.2) wieder in den Kreislauf gebracht werden.

Industrielle Klärschlämme fallen bis auf wenige Ausnahmen nicht in den Regelungsbereich der Klärschlammverordnung. Der Klärschlamm einiger Branchen wird gemäß der Bioabfallverordnung als Düngemittel auf Böden ausgebracht. Die bei der Behandlung industrieller Abwässer anfallenden Schlämme müssen zumeist thermisch entsorgt werden.

Zusätzlich sollte erwähnt werden, dass die Bodenschutzverordnung (BBodSchV) novelliert wurde und ab August 2023 gültig ist. Diese enthält Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser, darunter auch für PFAS (BMUV, 2022a).

### **1.2.10.2 Düngemittel**

Die deutsche Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln (Düngemittelverordnung - DüMV) vom 01. Dezember 2012 (aktualisiert 2019) regelt die Zulassung und Kennzeichnung von Düngemitteln. Diese beinhaltet Grenzwerte für die Zulassung (§ 3 (3)), Inverkehrbringung (§ 4 (3)) und Kennzeichnung (§ 6 (5)) für Perfluorierte Tenside (PFT). Für die Summe aus PFOA und PFOS gilt ein Grenzwert von 0,1 mg/kg TM sowie eine Kennzeichnung ab 0,05 mg/kg TM laut Anlage 2 Tabelle 1.4. Ebenfalls sind Einschränkungen von PFT für Anwendungshilfsmitteln (8.2.11)<sup>8</sup> und Fremdbestandteile (8.3.8)<sup>9</sup> festgehalten.

---

<sup>8</sup> keine perfluorierte Tenside

<sup>9</sup> keine perfluorierte Tenside

### 1.3 Zielsetzung

Die Einsatzmengen von PFAS-haltigen (Zwischen-)Produkten weisen einen stetig ansteigenden Trend auf. Während der Nutzungs- aber auch während der Entsorgungsphase können PFAS in die Umwelt gelangen. Entsprechend der dokumentierten Zunahme der Produktion und Nutzung PFAS-haltiger Ausgangsstoffe, sollte auch die PFAS-Menge in den Abfallströmen zunehmen. Es ist jedoch nur eine unzureichende Datengrundlage zu dieser Stoffklasse in den Abfallströmen vorhanden. An dieser Stelle setzt das Forschungsvorhaben „Untersuchung des Vorkommens von PFAS (Per- und polyfluorierte Alkylverbindungen) in Abfallströmen“ an.

Dabei verfolgt dieses Vorhaben zwei Strategien, um ein möglichst umfassendes Bild über die aktuelle Situation in den Abfallströmen zeichnen zu können. (i) Anhand einer Literaturrecherche die Einsatzmengen zu identifizieren und (ii) besonders betroffene Abfallströme mittels analytischer Methoden auf ihre PFAS-Belastung hin zu untersuchen. Auf Basis dieser Untersuchungen wird (iii) die Belastung der Abfallströme errechnet und (iv) aus diesen Daten eine Risikoabschätzung durchgeführt. Zuletzt (v) werden Betrachtungen zu abfallrelevanten Grenzwerte für ausgewählte Abfallströme angestellt.

(i) Im ersten Abschnitt dieser Arbeit sollen für die Bundesrepublik Deutschland anhand von vorhandener Literatur potenziell PFAS-kontaminierte Abfälle sowie mögliche Eintragspfade identifiziert werden. Dies umfasst schwerpunktmäßig für den gesamten Bericht die folgenden Abfallströme:

- ▶ Altlasten/kontaminierte Standorte
  - Punktquellen im Bereich Boden: Flughäfen, Löschsäume, Klärschlämme, landwirtschaftliche Flächen
- ▶ Abfälle von Spezialpapieren
- ▶ Alttextilien
  - z. B. Outdoorbekleidung, Schuhe
- ▶ Bauabfälle
  - Punktuelle Beprobung von Baumarktprodukten
- ▶ Klärschlämme
- ▶ Waschlösungen einer thermischen Abfallverwertung

Dieses Vorhaben hat das Ziel einer ersten Identifizierung, Quantifizierung und Bewertung des Vorkommens von PFAS in diesen Abfallströmen und eine Grundlage für weitere Forschungsschwerpunkte und Handlungsbedarf darzustellen.

Da aus den PFAS-Messungen der in diesem Vorhaben beprobten Abfallströme keine Konzentrationen für Einzel-PFAS-Substanzen erhalten werden konnten, wurde in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt entschieden, geeignete Literaturwerte zu recherchieren und auszuwerten, um das Ziel der Studie zu erreichen.

## 2 Herangehensweise

In diesem Kapitel wird die Herangehensweise für die einzelnen Arbeitsschritte beschrieben.

Um die Projektziele zu erreichen wurden zunächst, basierend auf einer Hintergrundrecherche (siehe Kapitel 2.1 und 3.1) relevante Abfallströme identifiziert, ein Probenplan entwickelt und eine gezielte Probennahme und anschließende chemisch-physikalische Analytik durchgeführt, bei der das organische Fluor in Form des Summenparameters (EOF) erfasst wird (siehe Kapitel 2.2, 2.3, 2.4 und 3.2).

Auf Grundlage der Messergebnisse und den daraus abzuleitenden PFAS-Konzentrationen (siehe Kapitel 3.2) sollten PFAS-Massenströme in den jeweiligen Abfallströmen errechnet, und darauf aufbauend, Betrachtungen zu möglichen Entsorgungswegen sowie zu möglichen PFAS-Grenzwerten im Bereich des Abfallrechts angestellt werden. Allerdings konnten aus den PFAS-Messungen der Proben keine Konzentrationen für einzelne PFAS-Substanzen erhalten werden, sondern nur Summenparameter (siehe Kapitel 3.2). Damit fehlte die Grundlage, um PFAS-Massenströme zu errechnen und für darauf aufbauende Fragestellungen.

Um die Massenströme auszurechnen und die Abfallgrenzwerte herleiten zu können, wurde deshalb in Abstimmung mit dem Umweltbundesamt entschieden, geeignete Literaturwerte zu recherchieren und auszuwerten. Hierfür wurde eine zusätzliche Literaturrecherche für die ausgewählten Abfallströme (Papier, Klärschlamm, Böden und Textilien) durchgeführt (siehe Kapitel 2.5 3.3). Die gefundenen Werte wurden extrahiert, gemittelt und verwendet, um die Massenströme (siehe Kapitel 2.7 und 3.4) zu ermitteln.

Zur Abschätzung der Umweltrelevanz wurden die ausgewählten Abfallströme in einen Umweltkontext gebracht (siehe Kapitel 2.8 und 3.5) und Betrachtungen zu möglichen Grenzwerten (siehe Kapitel 2.9 und 3.6) angestellt.

Auf Grundlage der Ergebnisse wurden Empfehlungen zur Etablierung möglicher abfallwirtschaftlicher Grenzwerte abgeleitet (siehe Kapitel 3.6) sowie Handlungsanweisungen für die Öffentlichkeit und den abfallwirtschaftlichen Vollzug formuliert (siehe Kapitel 3.7 und 3.8).

### 2.1 Literaturrecherche zum PFAS Hintergrund (Betrachtete Studien, Datenquellen, Datenermittlung)

Zielsetzung des ersten Arbeitspakets des Projektes war es, aussagekräftige Studien zu ermitteln und auszuwerten, die Informationen zur Freisetzung von PFAS aus der Produktion oder aus Abfallströmen beinhalten. Um hier einen möglichst breiten Überblick zu schaffen, wurde auf nationale sowie internationale Berichte von Ministerien und ihrer nachgeordneten Behörden auf Landes- wie auch Bundesebene und Nichtregierungsorganisationen (NGOs), auf Fachzeitschriften, sowie Büchern und Datenbanken zurückgegriffen.

Die Hauptziele der Recherche wurden wie folgt definiert:

1. Identifizierung von Industriezweigen, die eine hohe Menge an PFAS einsetzen
2. Identifizierung von Freisetzungspfaden
3. Anhand von i) und ii) eine Abschätzung der relevanten Abfallströme
4. Auswahl von Abfällen für die weiteren Untersuchungen

Dafür wurden Studien mit unterschiedlicher geographischer Abgrenzung mit einbezogen, um hier eine bessere Übersicht zu erhalten.

Zum Erreichen des oben genannten Ziels wurden verschiedene Datenbanken und Suchmaschinen verwendet. Eine Auflistung der hauptsächlich verwendeten Suchmaschinen ist in Tabelle 16 dargestellt.

**Tabelle 16: Verwendete Datenbanken und Suchmaschinen für die durchgeführte Literaturrecherche.**

Datenbank	Erläuterung	Link
ECHA	Europäische Chemikalienagentur	<a href="https://echa.europa.eu">https://echa.europa.eu</a>
Google	Internet-Suchmaschine	<a href="https://google.com/">https://google.com/</a>
Google Scholar	Internet-Suchmaschine zur allgemeinen Literaturrecherche wissenschaftlicher Dokumente	<a href="https://scholar.google.com/">https://scholar.google.com/</a>
PubChem	Freie Datenbank chemischer Verbindungen	<a href="https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/">https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/</a>
PubMed	Datenbank zu biomedizinischer Fachliteratur	<a href="https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/">https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/</a>
ResearchGate	Datenbank im Internet für Forscher aus allen Bereichen der Wissenschaft	<a href="https://www.researchgate.net/">https://www.researchgate.net/</a>
Web of Science	Internet-Suchmaschine zur allgemeinen Literaturrecherche wissenschaftlicher Dokumente	<a href="https://apps.webofknowledge.com/">https://apps.webofknowledge.com/</a>
United States Patent and Trademark Office	Patentdatenbank	<a href="https://www.uspto.gov/">https://www.uspto.gov/</a>
Deutsches Patent- und Markenamt - Startseite	Patentdatenbank	<a href="https://www.dpma.de/recherche/">https://www.dpma.de/recherche/</a>
Thru.de	Liste deutscher Industrieanlagen, die unter die Industriemissions-Richtlinie fallen	<a href="https://www.thru.de/">https://www.thru.de/</a>
Statistisches Bundesamt	Statistikdatenbank	<a href="https://www.destatis.de/">https://www.destatis.de/</a>

In den verwendeten Datenbanken wurde dabei hauptsächlich mit den folgenden Stichworten und den verschiedenen Operatoren („and“, „or“ und „not“) vorgegangen, um Literatur zu dem gegebenen Thema zu erhalten, dabei wurden sowohl die deutschen als auch die englischen Begriffe verwendet:

PFAS; Perfluorinated; Polyfluorinated; PFOS; PFOA; Environment(al); Toxicology; Waste; Stream; Production; Sewage sludge

Für die Kombination aus „PFAS“, „Sewage“ und „Sludge“ ergibt sich so eine Trefferanzahl von 27 Publikationen in der Datenbank Web of Science, wenn diese drei Begriffe mit dem Operator „And“ verbunden werden und als Suchanfrage „Topic“ ausgewählt wird. Die entsprechenden Publikationen wurden anschließend anhand des Abstracts vorselektiert und bei entsprechender Übereinstimmung mit dem Ziel der Recherche wurde dieser Artikel entweder heruntergeladen oder mittels Fernleihe bezogen. Die Datenbanken von Thru.de (Eine vom UBA unterhaltene Datenbank, die Umweltinformationen aus Industriebetrieben und diffusen Quellen zur Verfügung stellt) und dem Statistischen Bundesamt wurden vor allem zur Abschätzung der freigesetzten Mengen verwendet.

## 2.2 Probennahme

### 2.2.1 Alttextilien

Für die hier dargestellten Untersuchungen wurden Textilien aus dem entsprechenden Abfallstrom verwendet. Hierzu wurde aus verschiedenen Entsorgungsstellen in Deutschland zufällig ausgewählte Kleidungsstücke entnommen. Die Kleidungsstücke wurden mittels einer Schneidmühle fein zerkleinert, homogenisiert und anschließend das organische gebundene Fluor extrahiert und analysiert.

### 2.2.2 Klärschlamm

Der untersuchte Klärschlamm entstammt aus verschiedenen kommunalen und industriellen Kläranlagen in Deutschland. Hierbei wurde ein besonderes Augenmerk auf die Papierindustrie gelegt. Dementsprechend wurden Klärschlämme aus acht industriellen Kläranlagen (KW1-KW8) untersucht, die in direkter Verbindung mit der Papierindustrie stehen sowie neun weitere Klärschlämme (KW9-KW17) aus kommunalen Kläranlagen, bei denen bereits in der Vergangenheit erhöhte PFAS-Gehalte festgestellt wurden. Die Proben wurden durch den Kläranlagenbetreiber entnommen und nach dem Erhalt gefriergetrocknet, gemahlen und homogenisiert. Anschließend wurde das organische gebundene Fluor extrahiert und analysiert.

### 2.2.3 Waschlösungen aus der thermischen Sonderabfallbehandlung

Die untersuchten wässrigen Lösungen stammen aus den Wäschern einer thermischen Sonderabfallbehandlungsanlage in Deutschland und wurden vom Betreiber entnommen. Hierbei wurde über den Zeitraum von einen Monat insgesamt 14 Proben aus zwei Wäschern (basisch/sauer) entnommen. Das organische gebundene Fluor wurde aus den wässrigen Lösungen direkt extrahiert und analysiert.

### 2.2.4 Papierabfälle

Zur Untersuchung der EOF-Belastung von Altpapier wurden zwei Fraktionen aus einer Altpapiersortieranlage in Deutschland verwendet. Zum einen wurde hier die grafische Papierfraktion (Zeitungen, Magazine, Prospekte) und zum anderen die Verpackungspapierfraktion beprobt. Bei der Papierfraktion wurde ein Duplikat entnommen, um zu prüfen, ob eine starke Inhomogenität in der Papierfraktion vorlag. In allen Fällen wurden pro Probe ca. 10 kg Material aus dem jeweiligen Strom entnommen, mittels einer Schneidmühle fein zerkleinert und mittels Röhnradmischer homogenisiert. Anschließend wurde das organische gebundene Fluor extrahiert und analysiert.

### 2.2.5 Böden

Die in dieser Studie untersuchten Böden stammen aus verschiedenen Bundesländern: Vier Böden stammen aus einem Gebiet, bei dem eine PFAS-Belastung bekannt ist (B1, B3, B4 und B5). Zwei Böden sind ohne bekannte Vorbelastung (B2 und B7). Zwei Böden wurden aus Deponien (Deponiekasse II) entnommen (B6 und B8). Ein Boden entstammt aus einer Bodenwäsche (B9). Da die Proben von Landesbehörden entnommen wurden, sind den Verfassern dieses Berichts nicht alle Informationen bzgl. der Tiefe der Probenahme und genauer Standort bekannt. Die Proben wurden vor der Untersuchung gefriergetrocknet und gemahlen. Anschließend wurde das organische gebundene Fluor extrahiert und analysiert.

## 2.2.6 Baumarktprodukte

Die Baumarktprodukte von unterschiedlichen Herstellern wurden in einem örtlichen Baumarkt gekauft und die Produkte direkt untersucht ohne einen vorherigen Alterungs- und Bewettungsprozess. Es wurden jeweils Produkte für den Außenbereich gewählt, die somit nach einer Verwendung einem Umweltweinfluss unterliegen. Es wurden vorwiegend flüssigaufragbare Materialien untersucht. Die Materialien sind in Kapitel 3.2.6 aufgelistet. Das organische gebundene Fluor wurde aus dem Reinprodukt extrahiert und analysiert.

## 2.3 Verwendete Extraktion und Aufreinigung

Die Extraktion des organisch gebundenen Fluors wurde wie durch Simon et al. (2022) beschrieben durchgeführt. Hierzu wurde 1 g der Probe eingewogen und zur Probe 4,9 mL Methanol sowie 0,1 mL Essigsäure gegeben. Die Suspension wurde anschließend für fünf Minuten in ein Ultraschallbad gestellt, zehn Minuten zentrifugiert und der Überstand abpipettiert. Diese Schritte wurden fünf Mal wiederholt, um eine vollständige Extraktion des organisch gebundenen Fluors sicherzustellen. Das Lösungsmittel der vereinigten Extrakte wurde abschließend im Stickstoffstrom verdampft und der Rückstand in einem definierten Volumen eines Wasser/Methanol-Gemisches (1:1 (*V/V*)) wieder aufgenommen. Die Proben wurden so verdünnt, dass die Konzentrationen im Bereich der Kalibriergeraden und damit im linearen Bereich der verwendeten Messmethode lagen. Sofern nötig wurde eine SPE (Festphasenextraktion, HLB-Kartusche) durchgeführt, wie durch Gehrenkemper et al. (2021) beschrieben. Dies wurde durchgeführt, um Fluorid aus der wässrigen Phase zu entfernen, wie z.B. bei den Proben aus dem Wäscher.

## 2.4 Verwendete Probenanalytik

Zur Betrachtung der Belastung wurde der EOF (extrahierbares organisches Fluor) mittels HR-CS-GF-AAS (Hochauflösende continuum-source Graphitrohr Absorptionsspektroskopie) bestimmt. Diese Methode und der Summenparameter wurden gewählt, um eine möglichst umfassende Betrachtung der PFAS-Belastung zu ermöglichen. Die hohe Auflösung erlaubt es das *in-situ* erzeugte Galliumfluorid bei 211.248 nm zu messen. Die verwendete Messroutine ist in der Publikation “Determination of organically bound fluorine sum parameters in river water samples—comparison of combustion ion chromatography (CIC) and high resolution-continuum source-graphite furnace molecular absorption spectrometry (HR-CS-GFMAS)” von Gehrenkemper et al. beschrieben. Für die Messung wird die Probe zusammen mit dem Molekülbildner (Galliumnitrat) und einem Modifier-Mix (Palladiumnitrat, Magnesiumnitrat) in einen Ofen gegeben, der eine Temperaturrampe abfährt, um die Probe zu trocknen (80-110 °C), zu pyrolyseren (500 °C) und anschließend zu messen (1550 °C). Danach wird der Ofen bei 2450 °C gereinigt. Die Messungen erfolgten als dreifach Bestimmung.

## 2.5 PFAS-Konzentrationen aus der Literatur

Es wurden PFAS-Konzentrationen in vier ausgewählten Abfallströmen recherchiert. Bei Projektbeginn war es vorgesehen die Massenflüsse auf Basis der im Vorhaben erhaltenen PFAS-Konzentrationen zu errechnen, jedoch konnte keine Konzentrationen von individuellen Substanzen erhalten werden, da die Konzentrationen in den Proben zu niedrig waren. Deshalb wurde entschieden, Messwerte aus ausgewählter Literatur zusammenzufassen. Ausgewählt wurden die Abfallströme von Textilien, Papieren, Böden und Klärschlamm. Der Fokus lag dabei auf Analysedaten aus Deutschland.

Hierfür wurde Fachliteratur systematisch durchgesucht. Für jeden Abfallstrom wurden individuelle Boolean-Operatoren erstellt, mit dem UBA abgestimmt und diese sowohl in [PubMed](#), als

auch in der EuropePMC-Datenbank angewendet. Die gefundenen Studien wurden vereint und Duplikate gelöscht. Die folgenden Operatoren wurden für die Suche verwendet:

**Textilien:**

*(PFAS\* OR perfluoroalkyl OR polyfluoroalkyl OR Fluorotelomer\* OR "fluoro telomer\*") AND (textile\* OR cloth\* OR carpet\* OR upholstery) AND Germany*

Gefundene individuelle Studien: 241

**Klärschlamm:**

*(PFAS\* OR perfluoroalkyl OR polyfluoroalkyl OR Fluorotelomer\* OR "fluoro telomer\*") AND (sludge OR "sewage sludge") AND Germany*

Gefundene individuelle Studien: 77

**Papier:**

*ABSTRACT:(PFAS\* OR perfluoroalkyl OR polyfluoroalkyl OR Fluorotelomer\* OR "fluoro telomer\*") AND (paper OR "paper material" OR "paper packaging" OR "Food contact material" NOT "current paper" NOT "this paper") AND Germany*

Gefundene individuelle Studien: 217

**Böden:**

*(PFAS\* OR perfluoroalkyl OR polyfluoroalkyl OR Fluorotelomer\* OR "fluoro telomer\*") AND (soil\* OR earth OR clay OR dirt OR topsoil) AND Germany*

Gefundene individuelle Studien: 392

Für die Papiermessdaten wurde zusätzlich die „ABSTRACT“-Funktion der EuropePMC-Datenbank angewendet, da Lebensmittelkontaktmaterial (FCM) sehr häufig im Kontext der PFAS als Anwendungsbeispiel erwähnt wird. Die Suche wurde deshalb auf eine Erwähnung in der Kurzbeschreibung eingegrenzt, um zum einen die Relevanz der Treffer zu erhöhen, aber auch um die Anzahl an Treffer auf ein handhabbares Niveau zu bringen.

Die erhaltenen Studien wurden in einem zweiten Schritt auf ihre Relevanz geprüft. Hierfür wurden zuerst der Titel und dann die Kurzbeschreibung auf ihren Projektbezug hin analysiert. Hierfür wurde das Programm „Distiller“ verwendet. Nach der Relevanzprüfung wurden die folgende Anzahl an relevanten Studien identifiziert: Textilien, 16; Klärschlamm, 18; Papier, 27 und Böden, 37. Es sollte hierbei noch erwähnt werden, dass einige Studien in mehreren Kategorien als relevant eingestuft worden sind, wobei Dopplungen entstanden sind. Die relevanten Studien wurden heruntergeladen und anschließend analysiert.

Dabei wurden zum einen projektrelevante Informationen notiert und zum anderen vorhandenen PFAS-Messdaten für die vier Abfallströme/Produkte in eine Excel-Tabelle überführt. Weiterhin wurden Berichte von öffentlichen Institutionen (Umweltbundesamt, Landesämter für Umwelt etc.), ebenso wie Daten aus der Umweltprobenbank recherchiert und gesichtet. Insgesamt konnten projektrelevante PFAS-Konzentrationen aus 20 Studien extrahiert werden.

Letztlich wurden vom Landratsamt Rastatt PFAS-Bodenproben in anonymisierter Form zur Verfügung gestellt (Rastatt, 2022b). Dabei handelt es sich um einen Datensatz mit ~8.000 Messungen, welche ebenfalls aufgenommen wurden. Dabei wurden ca. 3.000 Feststoffmessungen und ca. 5.000 Eluatmessungen vorgenommen.

## 2.6 Durchschnittliche PFAS-Konzentrationen

Aus den in der Literatur gesammelten PFAS-Konzentrationen wurden Durchschnitts- und Medianwerte errechnet. Hierfür wurden die Messungen der PFAS-Einzelsubstanzen für jede der Proben zu Gruppen aufsummiert. Dabei wurden alle Perfluorcarbonsäuren (PFCA), Perfluorsulfonsäuren (PFSA), Perfluorphosphorsäuren (PFPA) und Präkursoren aufsummiert. Ebenfalls wurden die Gruppen zu einem  $\Sigma$ PFAS-Wert aufsummiert. Von den PFAS-Gruppen sowie dem  $\Sigma$ PFAS-Wert wurden dann Durchschnitts- und Medianwerte über alle Einzelproben pro Abfallstrom errechnet.

## 2.7 Statistische Abfalldaten und PFAS-Massenströme

Für die vier ausgewählten Abfallströme (Textilien, Klärschlamm, Papier und Böden) wurden im nächsten Schritt Abfalldaten recherchiert, um Massenströme errechnen zu können. Wichtig hierfür ist die anfallende Abfallmenge und die weitere Behandlung (Recycling, thermische Abfallbehandlung, Deponierung etc.)

Abfalldaten wurden dabei vom Statistischen Bundesamt und bei Eurostat recherchiert. Dort konnten Daten zu Böden und Klärschlämmen erhalten werden. Daten für den Papierabfallstrom konnten aus einem Statistikbericht der Papierindustrie erhalten werden. Daten für den Textilabfallstrom wurden zum einen aus den Statistiken des Statistischen Bundesamtes und von Eurostat und zum anderen aus UBA- und Industrieberichten recherchiert. Eine Beschreibung der einzelnen Abfallströme kann in Kapitel 3.4 gefunden werden.

Die gefundenen Abfalldaten wurden anschließend sowohl mit den Durchschnitts- als auch den Medianwerten der PFAS-Gruppen und dem  $\Sigma$ PFAS-Wert multipliziert, um eine PFAS-Fracht zu errechnen. Die Ergebnisse können ebenfalls in Kapitel 3.4 gefunden werden.

## 2.8 Darstellung des Umweltkontextes für die ausgewählten Abfallströme

Die errechneten PFAS-Massenströme der vier ausgewählten Abfallströme werden nach der Berechnung in einen Umweltkontext gebracht. Hierfür wird eine Risikobewertung durchgeführt, bei welcher die folgenden Fragen detaillierter betrachtet werden:

- ▶ Sind die angewendeten Beseitigungs- und Verwertungsverfahren geeignet, um die enthaltenen PFAS zu zerstören oder unumkehrbar umzuwandeln?
- ▶ Können bei diesen Prozessen neue PFAS entstehen bzw. werden die bestehenden PFAS umgewandelt?
- ▶ Verursachen Beseitigungs- oder Verwertungsverfahren möglicherweise eine Umwelt- oder Gesundheitsgefährdung (d.h. eine relevante Exposition von Mensch oder Umwelt)? Hierbei werden auch relevante Grenzwerte betrachtet. Eine Emission von signifikanten PFAS Mengen in die Umwelt wird generell als Risiko angesehen.

Bei der Betrachtung werden mögliche Expositionspfade berücksichtigt und es wird diskutiert, welche Verfahren besonders zu einer Gefährdung von Mensch und Umwelt führen können, beziehungsweise, was passieren sollte, damit eine Exposition vermieden werden kann. Wissenslücken werden ebenfalls herausgearbeitet.

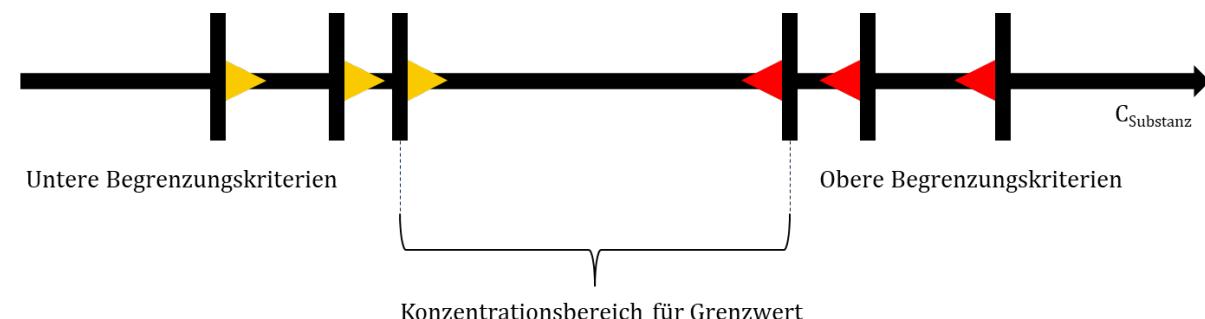
Für ausgewählte PFAS gibt es bereits Emissions- und Arbeitsplatzgrenzwerte, welche zur weiteren Betrachtung herangezogen werden können, insofern Daten zu Emissionen und Luftkonzentrationen vorliegen.

## 2.9 Betrachtungen zur Ableitung von Grenzwerten

Auf Grundlage der errechneten Daten werden Grenzwerte für PFAS in den Abfallströmen errechnet. Hierfür wird die Methodik zur Ableitung von POP-Abfallgrenzwerten (Anhang IV und V der POP-Verordnung) aus Potrykus et al. (2015) verwendet.

Die Methodik begrenzt dabei den Konzentrationsbereich eines möglichen Grenzwertes einer Substanz nach unten und oben anhand verschiedener Kriterien. Folgende Abbildung 6 illustriert diese Herangehensweise:

**Abbildung 6: Eingrenzung des Konzentrationsbereichs einer Substanz zur Ableitung von Grenzwerten**



Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Potrykus et al. (2015)

### 2.9.1 Begrenzungskriterien

Um den Konzentrationsbereich definieren zu können, werden spezifische Kriterien herangezogen. Die unteren Begrenzungskriterien sind:

- ▶ **Analyseverfahren:** Der Grenzwert soll analytisch nachweis- und kontrollierbar sein
- ▶ **Hintergrundkontamination:** Der Grenzwert soll über bestehenden Hintergrundkontaminationen der Substanz in der Umwelt liegen
- ▶ **Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten:** Der Grenzwert soll so gesetzt werden, dass für die für die Verwertung und Beseitigung erforderlichen (neuen) Entsorgungswege und deren Kapazitäten ausreichend verfügbar sind
- ▶ **Wirtschaftliche Auswirkungen:** Der Grenzwert soll so gesetzt werden, dass die erforderlichen Entsorgungskosten wirtschaftlich vertretbar sind

Die oberen Begrenzungskriterien sind:

- ▶ **Grenzwerte:** Der Grenzwert soll nicht widersprüchlich zu bestehenden Grenzwerten sein
- ▶ **Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen:** Der Grenzwert soll so liegen, dass mögliche negative Auswirkungen auf die Umwelt und Gesundheit vermieden werden

#### 2.9.1.1 Analyseverfahren

Ein Grenzwert muss analytisch kontrollierbar sein. Daher müssen entsprechende Messverfahren verfügbar sein, deren Bestimmungsgrenze ausreichend niedrig und Kosten wirtschaftlich sind. Ein möglicher Grenzwert muss oberhalb solcher typischen Bestimmungsgrenzen liegen und ebenfalls in einem Bereich, der wirtschaftlich vertretbar ist (sehr niedrigere Bestimmungsgrenzen sind oft möglich, jedoch kosten solche Analysen bedeutend mehr).

Die Kosten der Analysen hängen dabei oft von der zu untersuchenden Matrix, dem Aufwand und der Anzahl an zu Messenden Substanzen ab. Dies ist insbesondere bei den PFAS wichtig, da es sich hierbei um eine Stoffgruppe und nicht um einen Einzelstoff handelt. Entscheidend ist schlussendlich die Bestimmungsgrenze von üblichen Proben der betrachteten Matrix bei üblichem Aufwand. Kosten von 500 € je Einzelmessung werden als vertretbar angesehen (analog zu (Potrykus et al., 2015)).

### **2.9.1.2 Hintergrundkontamination**

Mögliche Grenzwerte sollen ebenfalls oberhalb von Hintergrundkontaminationen der betrachteten Substanz in der Umwelt liegen. Liegt der Grenzwert unterhalb der Hintergrundkontamination würde das zu Folge haben, dass so gut wie jede Probe oberhalb dieses Grenzwertes liegen würde.

Es wird zwischen typischer Hintergrundbelastung und erhöhten Belastungen z.B. in der Nähe von Punktquellen unterschieden. Generell wird ein Unsicherheitsfaktor von 10 angewendet, da Daten zur Hintergrundbelastung begrenzt verfügbar sind. Hierfür wird die höchste Gefundene Hintergrundbelastung mit 10 multipliziert (Potrykus et al., 2015). Der Grenzwert sollte nicht unter diesem Wert liegen.

Die Werte für die Hintergrundbelastung wurden zum einen im Rahmen der Recherche für die PFAS-Konzentrationen ermittelt, zum anderen konnten Angaben aus anderen Bundesländern erhalten werden, welche als Referenz herangezogen werden.

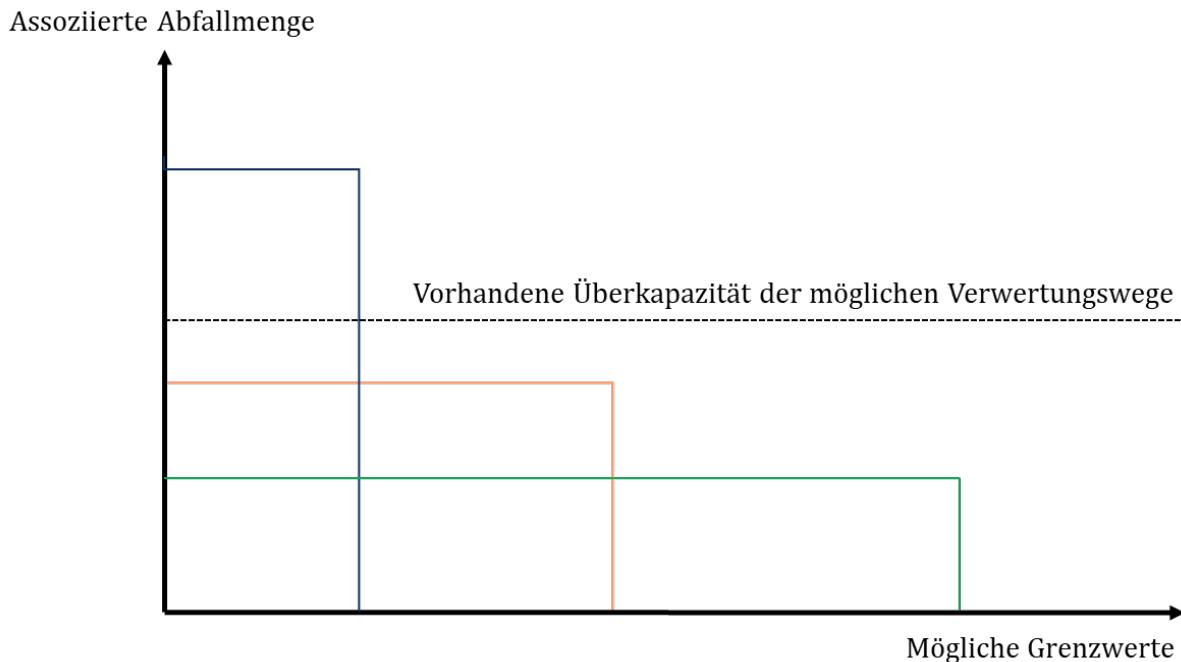
### **2.9.1.3 Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten**

Die Grenzwerte sollten so gelegt werden, dass die erforderlichen Verwertungskapazitäten für die über dem Grenzwert liegenden Abfällen realistisch verfügbar sind.

Im Falle der PFAS ist die thermische Behandlung die beste Methode zur Zerstörung dieser Substanzklasse. In gewissen Fällen können jedoch auch andere Verfahren zur Dekontamination angewendet werden, wie z.B. die Fällung aus der wässrigen Phase oder die Sanierung/Dekontamination von Böden (siehe Kapitel 3.5).

Für die Grenzwertableitung werden zuerst Szenarien mit möglichen Grenzwerten ausgearbeitet und deren Auswirkungen auf die Behandlungswege analysiert. Der Grenzwert hat einen direkten Einfluss auf die Menge an zu beseitigendem Abfall. Liegt der Grenzwert zu niedrig, muss viel Abfall thermisch entsorgt werden und die verfügbaren Kapazitäten werden überschritten, wodurch der Abfall nicht mehr fachgerecht entsorgt werden kann. Auf Grundlage der verfügbaren Konzentrationen und Abfallmengen werden mögliche Grenzwerte erarbeitet und die betroffenen Mengen errechnet. Durch die graphische Gegenüberstellung von Grenzwert und assoziierter Abfallmenge können passende Grenzwerte abgelesen werden. Die folgende Abbildung 7 stellt diesen Zusammenhang dar:

**Abbildung 7: Graphische Darstellung der Ermittlung möglicher Grenzwerte basierend auf den dadurch verursachten Abfallmengen**



Quelle: Eigene Darstellung basierend auf Potrykus et al. (2015)

#### 2.9.1.4 Wirtschaftliche Auswirkungen

Die Grenzwerte sollten so gelegt werden, dass die dadurch entstehenden wirtschaftlichen Auswirkungen in einem vertretbaren Ausmaß liegen.

Zusätzliche Kosten entstehen, wenn z.B. ein Abfall nicht mehr stofflich verwertet werden darf, sondern der thermischen Abfallbehandlung zuzuführen ist.

Bei der Überschreitung des Grenzwertes, sollte der betroffenen Abfall so behandelt werden, dass die enthaltenen PFAS zerstört werden. Beispielsweise wird in der POP-Verordnung vorgeschrieben, dass belastete Abfälle über den in Anhang IV gelisteten Grenzwerten „so beseitigt oder verwertet [werden], dass die darin enthaltenen POP zerstört oder unumkehrbar umgewandelt werden“. Studien zeigen, dass die thermische Abfallbehandlung PFAS effektiv zerstören kann (siehe Kapitel 3.5), weshalb dieses Verfahren für die Zerstörung von PFAS vorgeschlagen wird.

Bei den wirtschaftlichen Auswirkungen sollten die Preisänderungen zwischen alter und neuer Behandlung betrachtet werden. In einer aktuellen Studie im Auftrag des BMUV wird eine Kostenspanne von 105-136€ für die thermische Abfallbehandlung pro Tonne Abfall angegeben (Pohl et al., 2022). Aufgrund der begrenzten Kapazitäten in Deutschland sind die Preise im Jahr 2021 auf bis zu 200€/Tonne angestiegen, haben sich im zum Jahreswechsel 2021/2022 des Jahres 2022 jedoch entspannt (Pohl et al., 2022). Es kann davon ausgegangen werden, dass aufgrund der Rohstoffknappheit, insbesondere von Erdgas in 2022 sowie durch die Einbeziehung der thermischen Abfallbehandlung in den Geltungsbereich des BEHG ab 2023, die Preise für die thermische Abfallbehandlung wieder ansteigen werden. Potrykus et al. (2015) geht von 170€/Tonne Abfall aus. Aufgrund der aktuellen Lage wird in diesem Bericht ebenfalls von 170€/t an Entsorgungskosten für die thermische Abfallbehandlung ausgegangen.

Für das Recycling geben Potrykus et al. (2015) Kosten von 40€/t an, welche nach Internetrecherche bestätigt werden konnten.

Potrykus et al. (2015) geben eine Kostenspanne von 60-220€/t für die Deponierung von Abfällen an, welche sich in einem ähnlichen Bereich befindet wie die per Internetrecherche ermittelten Daten. Als Durchschnittswert werden 140€/t angegeben. Für das weitere Vorgehen wird ein Durchschnittswert von 150€/t für die Deponierung von Abfällen als realistisch angesehen.

Somit ergeben sich folgende Kostenunterschiede für die Behandlung von Abfällen über dem Grenzwert in Tabelle 17:

**Tabelle 17: Entsorgungskosten für Abfälle, sowie die Preisänderung, falls Abfälle über einem potentiellen Grenzwert liegen**

Derzeitige Behandlung	Behandlung, falls der Grenzwert überschritten wird	Preisdifferenz pro Tonne Abfall
Recycling (40€)	Thermische Abfallbehandlung (170€)	130€
Ablagerung auf Deponien (150€)	Thermische Abfallbehandlung (170€)	20€

Das Projektteam schlägt vor eine Kostenerhöhung von 1% bezogen auf die aktuellen Entsorgungskosten als wirtschaftlich vertretbar anzusehen. Dieser Wert kann in Zukunft diskutiert und evtl. angepasst werden.

#### 2.9.1.5 Grenzwerte

Die Grenzwerte sollten so gelegt werden, dass sie nicht im Widerspruch zu anderen gesetzlichen Grenzwerten stehen. Hierfür werden relevante nationale und internationale Grenzwerte recherchiert und dargestellt. Auf der Grundlage dieser Daten können mögliche Konflikte eines potentiellen Grenzwertes erkannt und vermieden werden.

#### 2.9.1.6 Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen

Letztlich sollten die Grenzwerte so gelegt werden, dass schädliche Auswirkungen auf Mensch und Umwelt vermieden werden können.

Generell können gefährliche Stoffe über den gesamten Lebenszyklus eines Produktes emittiert werden, jedoch werden in diesem Forschungsvorhaben Abfälle betrachtet, wodurch die Betrachtung auf die Beseitigung und Verwertung von PFAS-haltigen Abfällen gelegt wird.

PFAS haben nachweislich schädliche Auswirkungen auf Menschen und Umwelt, was dazu geführt hat, dass einige bereits als POP gelistet sind (vergleiche Kapitel 1.2.3).

Diese Auswirkungen können jedoch erst ab einer bestimmten Expositionskonzentration beobachtet werden. Die Umweltkonzentration, bei der vorausgesagt wird, dass es zu keinen schädlichen Auswirkungen kommt, wird „predicted no effect concentration“ (PNEC) genannt. Unterhalb dieser Konzentration ist von keinen negativen (Umwelt-)Risiken auszugehen.

Umweltrisiken können direkt durch die Entsorgung von Abfällen entstehen (z.B. das Aufbringen von Klärschlamm auf Ackerböden als Dünger). Falls die PFAS Konzentrationen über den PNEC-Werten liegen können die negativen Auswirkungen direkt entstehen. Andererseits können Mensch und Umwelt auch indirekt durch PFAS belastet werden. So können unter Umständen PFAS z.B. nach der Deponierung austreten und in die Umwelt gelangen oder sie werden bei der thermischen Abfallbehandlung nicht vollständig zerstört und gelangen über das Abgas oder die Asche in die Umwelt. Werden die PNEC-Werte hierdurch überschritten, können wiederum negative Auswirkungen entstehen.

Für dieses Vorhaben werden deshalb PNEC Werte für PFAS recherchiert und das Vorsorgeprinzip auf die gefundenen Werte angewendet indem die niedrigsten gefundenen PNEC Werte für die Ableitung der Grenzwerte betrachtet werden.

## 2.10 Entwicklung von Handlungsanweisungen

Ziel ist es, auf der Grundlage der Ergebnisse des Forschungsvorhabens, Empfehlungen für Grenzwerte und Entsorgungswege ableiten. Diese sollen einerseits eine möglichst weitgehende Ausschleusung von Schadstoffen gewährleisten und andererseits umweltgerechte Behandlung von Abfällen und Recyclingprozessen ermöglichen bei denen Risiken für Mensch und Umwelt vermieden bzw. weitgehend vermindert werden sollen. Dies beinhaltet auch Hinweise, welche Entsorgungswege geeignet sind, um die in den Abfällen enthaltene PFAS zu zerstören oder unumkehrbar umzuwandeln. Die Basis hierfür bilden die Erkenntnisse aus der Betrachtung des Umweltkontextes (siehe Kapitel 2.8 und 3.5).

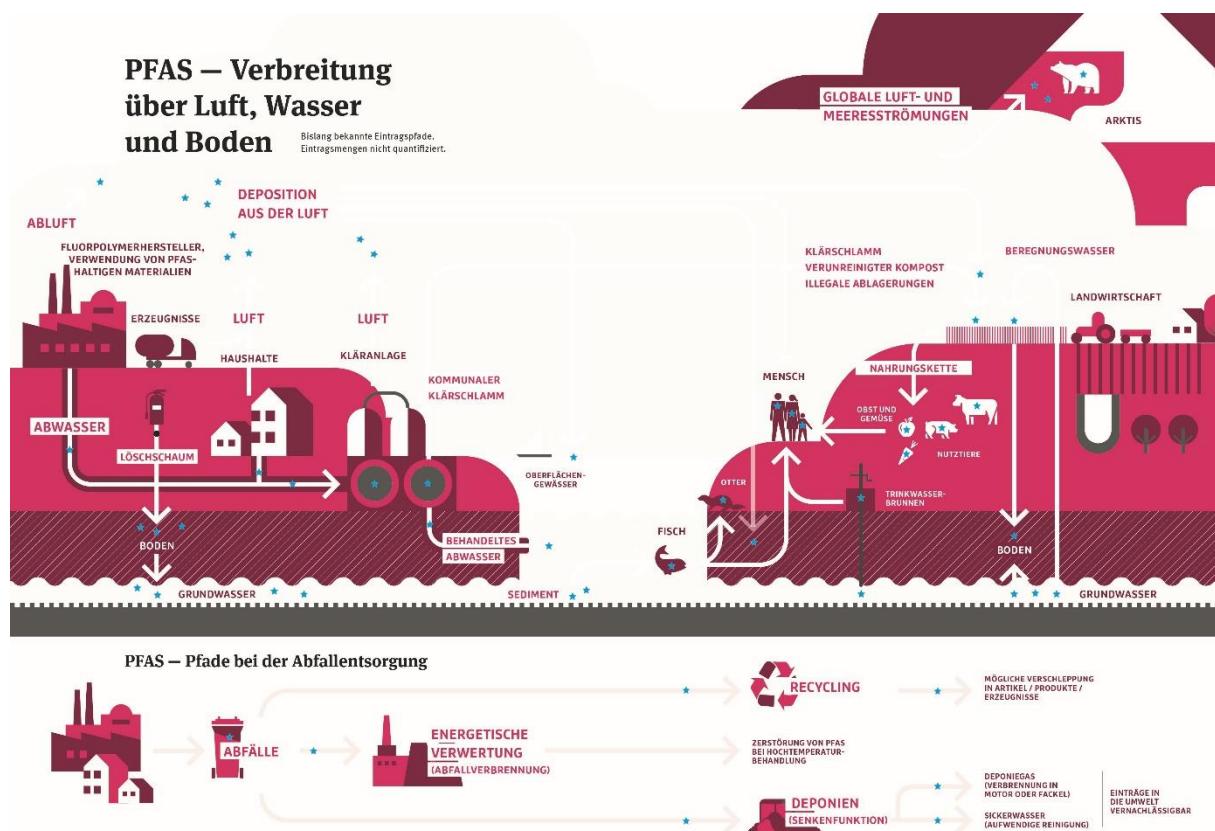
## 3 Ergebnisse

### 3.1 Literaturrecherche zur Stoffgruppe der PFAS

#### 3.1.1 Herstellung und Verwendung

Die Produktionsmenge an per- und polyfluorinierten Alkylsubstanzen (PFAS) folgte in den vergangenen Jahrzehnten einem stark steigenden Trend (Z. Wang et al., 2020). Diese Entwicklung hin zu einer größeren Produktionsmenge erhöht unweigerlich auch das Risiko der Freisetzung dieser Stoffe in die Umwelt – sowohl direkt aus der Produktion (z. B. durch Industrieabwässer) als auch durch ihren Einsatz (z. B. Feuerlöschschäume, Produkte) oder während der Benutzung von Produkten bzw. deren Entsorgung am Ende ihrer Nutzungsdauer (z. B. beschichtete Verpackung) (Pabel et al., 2017). Hierbei birgt jeder dieser Freisetzungswägen bzw. die Benutzung von Produkten, die mit PFAS in Verbindung stehen, das Risiko diese Substanzen aufzunehmen und so eine direkte Gefahr für den Menschen (Kingsley et al., 2019). Durch dieses weit verzweigte Netz ergibt sich ein stark diffuser Eintrag in die Umwelt, wie z. B. durch Deponien oder Kläranlagen und ein Monitoring ist dadurch erschwert. Neben der Vielzahl der Expositionswägen führen die hohe Persistenz und die Eigenschaft der Bioakkumulation vieler dieser Substanzen zu erhöhten gesundheitlichen Risiken für den Menschen (Jain, 2013; Kingsley et al., 2018). Diese Zusammenhänge sind schematisch in Abbildung 8 dargestellt.

**Abbildung 8:** Schematische Pfade von PFAS in die Abfallströme, die Umwelt und die Exposition des Menschen.



Quelle: (UBA, 2020a)

Das Fließschema verdeutlicht den hohen Druck, der auf einer guten nachgeschalteten Abfallentsorgung liegt, vor allem hinsichtlich eines effizienten Abbaus bzw. Rückhalts von PFAS bei der

Abwasserbehandlung oder in industriellen Kläranlagen und bei der möglichst weitgehenden Zerstörung dieser Stoffe im Rahmen der thermischen Abfallbehandlung. Nur über geeignete Schadstoffsenken, wie die thermische Abfallbehandlung, kann ein Eintrag in die Umwelt minimiert und die Exposition des Menschen so gering wie möglich gehalten werden. Hier bedarf es jedoch auch noch einer genauen Betrachtung, welche Parameter zur vollständigen thermischen Zersetzung erforderlich sind. Eine aktuelle Studie aus Australien von Coggan *et al.* (2019) zeigt, dass PFAS die Kläranlagen größtenteils ungehindert passieren können. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen viele weitere Studien, so z. B. Clara *et al.* (2008, Österreich) oder Hamid *et al.* (2016, Kanada). Dadurch kann es zur Freisetzung dieser Stoffe über das behandelte Abwasser in die Oberflächengewässer kommen. Ein weiterer Teil wird in den Klärschlamm überführt. Bei der Verwertung von Klärschlämmen, insbesondere bei der bodenbezogenen Verwertung (Clara et al., 2008; Coggan et al., 2019; Hamid & Li, 2016), kann es ebenfalls zu einer Freisetzung kommen. Die Verwendung von Klärschlämmen soll künftig stark eingeschränkt werden und gilt gemäß KlärV ab 2032 nur noch für Kläranlagen mit einer Einwohnerzahl von unter 50 000.

Einmal in der Umwelt angekommen, ist ein Entfernen von PFAS äußerst schwierig bis unmöglich und kostenintensiv, sodass nach dem aktuellen Kenntnisstand eine Vermeidung die vielversprechendste Strategie ist (Bundesministerium für Umwelt Bau und Reaktorsicherheit, 2017).

Um einen groben Überblick über die PFAS und die Tonnagen pro Jahr zu bekommen, die in der Europäischen Union (EU) importiert bzw. produziert werden, eignet sich besonders die Datenbank der Europäischen Chemikalien Agentur (ECHA) (E. Datenbank, 2021). Um die für diese Studie relevanten Verbindungen zu erhalten, wurde die Datenbank mit den Stichworten „*perfluoro*“ und „*polyfluoro*“ durchsucht. Die dabei gefundenen Substanzen, bei denen der Mengenbereich angegeben ist, sind in Tabelle 18 zusammengefasst.

**Tabelle 18: In der Datenbank der ECHA enthaltene Substanzen, die mit dem Suchbegriff „*perfluoro*“ bzw. „*polyfluoro*“ extrahiert werden können**

Name	CAS Nummer	Mengenbereich [t/Jahr]
Perfluoro(methylcyclohexan)	355-02-2	10 – 100
Perfluoroethan	76-16-4	100 – 1 000
Perfluorooctan	307-34-6	0 – 10
1,1,1,2,2,3,3-Heptafluoro-3-[(trifluorovinyl)oxy]propan	1623-05-8	100 – 1 000
1,1,1,2,2,4,5,5-Nonafluoro-4-(trifluoromethyl)-3-pentanon	756-13-8	100 – 1 000
1,1,1,2,2,4,5,5-nonafluoro-4-(trifluoromethyl)-3-pentanone	756-13-8	1 000+
1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutane-1-sulphonic acid	375-73-5	0 – 10
3,3,4,4,5,5,6,6,6-nonafluorohexene	19430-93-4	100 – 1 000
Acetic acid, 2,2-difluoro-2-((2,2,4,5-tetrafluoro-5-(trifluoromethoxy)-1,3-dioxolan-4-yl)oxy)-, ammonium salt (1:1)	1190931-27-1	10 – 100

Name	CAS Nummer	Mengenbereich [t/Jahr]
Ammonium difluoro[1,1,2,2-tetrafluoro-2-(pentafluoroethoxy)ethoxy]	908020-52-0	10 – 100
Hexafluoropropene	116-15-4	10 000 – 100 000
Tetrafluoroethylene	116-14-3	10 000 – 100 000
Trifluoro(pentafluoroethoxy)ethylene	10493-43-3	0 – 10
Trifluoro(trifluoromethoxy)ethylene	1187-93-5	100 – 1 000
Trifluoroacetic acid	76-05-1	1000 – 10 000
Trifluoroiodomethane	2314-97-8	10 – 100
1,1,1,2,2,3,3,4,5,5,5-undecafluoro-4-(trifluoromethyl)pentane	355-04-4	100 – 1 000
1,1,1,2,3,3-hexafluoro-2-(heptafluoropropoxy)-3-[(trifluorovinyl)oxy]propane	1644-11-7	0 – 10
1,1,1,3,4,4-heptafluoro-3-(trifluoromethyl)butan-2-one	756-12-7	1 – 10
1,1,2,2,3,3,4,5,5,6-decafluoro-4,6-bis(trifluoromethyl)cyclohexane	335-27-3	0 – 10
1-bromoheptadecafluorooctane	423-55-2	0 – 10
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoroctanesulphonic acid	27619-97-2	10 – 100
Perflunafene	306-94-5	0 – 10
Tetradecafluorohexane	355-42-0	10 – 100
Trifluoromethanesulphonic acid	1493-13-6	100 – 1000
1,1,2,3,4,4-hexafluorobuta-1,3-diene	685-63-2	10 – 100
Nonafluoro(trifluoromethyl)cyclopentane	1805-22-7	1 – 10
2,2,4-trifluoro-5-(trifluoromethoxy)-1,3-dioxole	161611-74-1	1 – 10
2-Propenoic acid, $\gamma$ - $\omega$ -perfluoro-C8-14-alkyl esters	85631-54-5	10 – 100
Reaction mass of perfluoro(dimethyl - N - Butylamine ) and perfluoro (methyl - di - N - propylamine) and perfluoro (dimethyl - N – propylamine) and 2,2,3,3,5,5,6,6, octafluoro-4-(trifluoromethyl)morpholine and perfluoro-N-pentane	-	10 – 100
(HFE-7100) Methyl nonafluorobutyl ether (40%) and Methyl nonafluoroisobutyl ether (60%) [AEGL-1]	163702-07-6	1 – 10

Name	CAS Nummer	Mengenbereich [t/Jahr]
2H-Tricosafluoro-5,8,11,14-tetrakis(trifluoromethyl)-3,6,9,12,15-pentaoxaoctadecane	37486-69-4	0 – 10
3-ethoxy-1,1,1,2,3,4,4,5,5,6,6,6-dodecafluoro-2-(trifluoromethyl)-hexane	297730-93-9	10 – 100
Reaction mass of 1,1,2,2,3,3,3-heptafluoro-N-(heptafluoropropyl)-N-(pentafluoroethyl)propan-1-amine and 1,1,2,2,3,3,3-heptafluoro-N-(heptafluoropropyl)-N-(trifluoromethyl)propan-1-amine and 1,1,2,2,3,3,3-heptafluoro-N,N-bis(heptafluoropropyl)propan-1-amine	-	10 – 100
(E)-1,1,1,2,3,4,5,5,5-Nonafluoro-4-(trifluoromethyl)pent-2-ene	3709-71-5	100 – 1 000
1,1,1,2,2,3,4,5,5,5-decafluoro-3-methoxy-4-(trifluoromethyl)pentane	132182-92-4	10+
1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluoro-N-(2-hydroxyethyl)-N-methylbutane-1-sulphonamide	34454-97-2	100 – 1 000
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooct-1-ene	25291-17-2	10 – 100
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoroctyl methacrylate	2144-53-8	100 – 1 000
Ammonium 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoate	62037-80-3	10 – 100
Trichloro(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl)silane	78560-45-9	10 – 100
Triethoxy(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl)silane	51851-37-7	10 – 100
1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,-tridecafluorotetradecane	-	10 – 100
Dichloromethyl(3,3,4,4,5,5,6,6,6-nonafluoroheptyl)silane	38436-16-7	0 – 10
N,N,N,-triethylethanaminium 1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutane-1-sulfonate	25628-08-4	0 – 10
Tetraethylammonium heptadecafluoroctanesulphonate	56773-42-3	0 – 10
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoroctyl acrylate	17527-29-6	100 – 1 000
3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-dodecafluorodeca-1,9-diene	1800-91-5	0 – 10

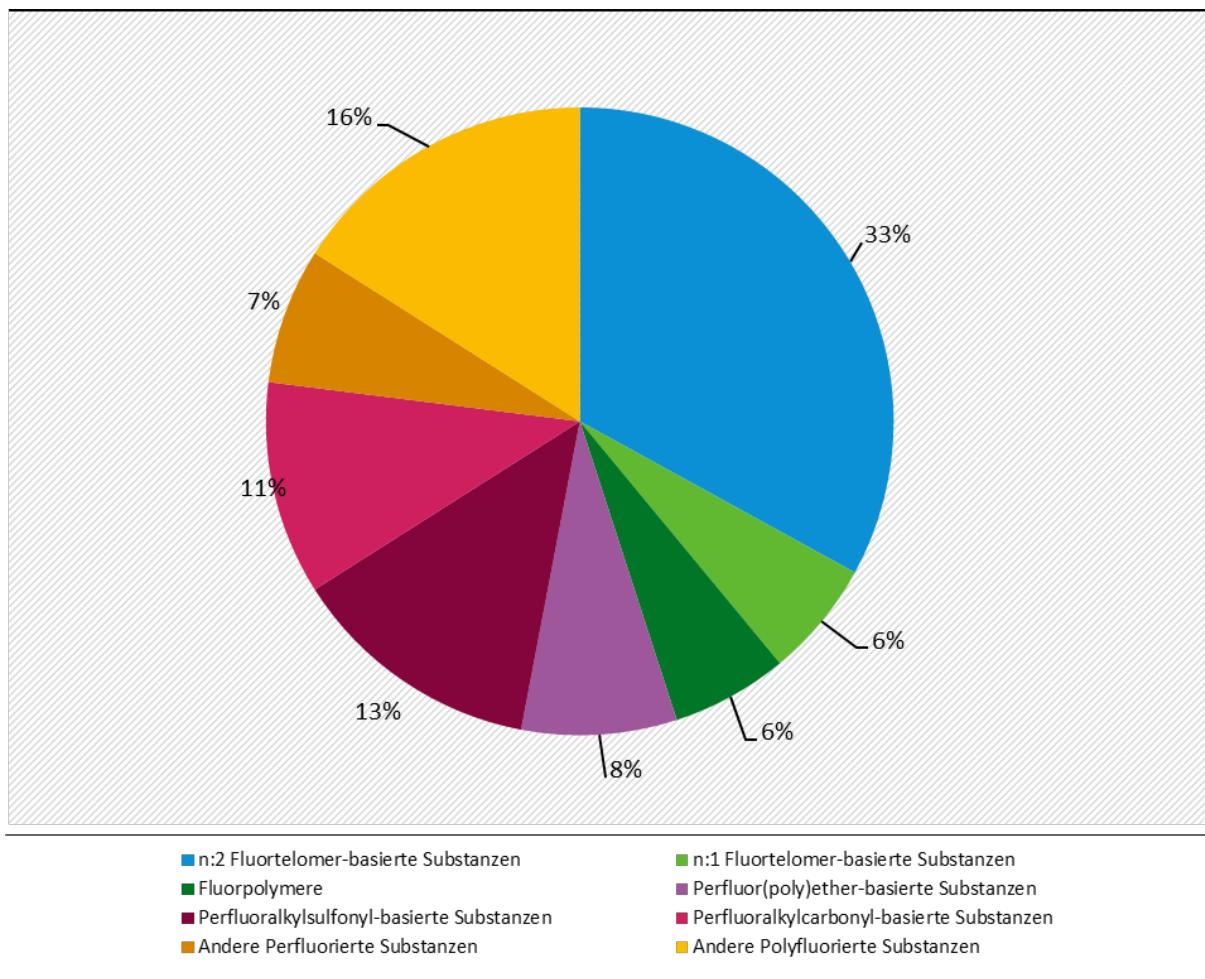
Name	CAS Nummer	Mengenbereich [t/Jahr]
2H-Tricosfluoro-5,8,11,14-tetrakis(trifluoromethyl)-3,6,9,12,15-pentaoxaoctadecane	37486-69-4	0 – 10
1-[5-(2,6-difluorophenyl)-4,5-dihydro-1,2-oxazol-3-yl]ethanone	1173693-36-1	100 – 1 000

Beim Aufsummieren der Mengenbereiche dieser Substanzen wird ein Wert im Bereich von 10.000 - 100.000 t/Jahr erreicht. Da in dieser Datenbank nicht alle Substanzen aufgeführt sind, ist die Produktionsmenge aller PFAS sicher am oberen Ende dieser Skala anzusiedeln. Gemäß Janousek et al. (2019) kann davon ausgegangen werden, dass viel mehr Ersatzstoffe kurzkettiger PFAS im Umlauf sind, welche noch nicht registriert wurden. Eine weitere Datenbank zur Erfassung der Produktionsmengen im europäischen Raum ist die Datenbank Substances in Products in the Nordic Countries (SPIN), die Daten für die Länder Dänemark, Finnland, Norwegen und Schweden zur Verfügung stellt (S. Datenbank, 2021). Der Vorteil dieser Datenbank ist, dass hier auch der Anwendungsbereich der Chemikalien mit angegeben wird.

### 3.1.2 Trends zur Substitution

Aufgrund der Regulierung oder des Verbots der Produktion und Verwendung einzelner Verbindungen aus der Stoffklasse der PFAS ist eine Veränderung der Produktion hin zu kurzkettigeren Substituenten beobachtbar (Wirth et al., 2019). So wurde die Produktion von PFOS beim größten PFOS-Hersteller 3M von 3.300 t pro Jahr im Jahr 2000 zum Jahr 2002 eingestellt (Oliaei et al., 2013). Ähnliches gilt für die PFOS Produktion bei DuPont sowie für die deutsche chemische Industrie, die die Herstellung von PFOS ebenfalls 2002 einstellte (Stubleski et al., 2017; Wirth et al., 2019). Laut einem Bericht der OECD aus dem Jahr 2007 ist die PFAS-Produktion auf kurzkettigere Verbindungen umgestellt worden und hierbei vor allem auf Verbindungen mit einer Kohlenstoffkettenlänge im Bereich von vier bis sechs Kohlenstoffatomen (Oliaei et al., 2013; Stubleski et al., 2017). Ein ähnlicher Trend konnte ebenfalls in einer Studie des Umweltbundesamtes (UBA) beobachtet werden (Wirth et al., 2019). Ein Grund hierfür ist die Abhängigkeit der Stabilität der Verbindungen von der Länge ihrer Kohlenstoffkette. Ein weiterer Grund für die Substitution ist die fortschreitende Regulierung und die Tendenz dieser Substanzen, dass sie bei einer kürzeren Kettenlänge schneller aus dem Organismus ausgeschieden werden. Aktuell sind mehr als 4.700 Stoffe, die in Verbindung mit PFAS stehen, in der Chemical Abstracts Service (CAS) Database mit einer entsprechenden Nummer registriert (Gaballah et al., 2020). Die Aufteilung dieser einzelnen Substanzen in die unterschiedlichen Stoffklassen ist in Abbildung 9 dargestellt.

**Abbildung 9:** Überblick über den prozentualen Anteil der registrierten PFAS in den einzelnen Stoffklassen.



Quelle: (OECD, 2018)

Die Grafik zeigt den großen Anteil, den n:1 und n:2 Fluortelomere (Anzahl der vollfluorierten Kohlenstoffe (n): Anzahl der -CH<sub>2</sub>- Gruppen in der Struktur) an der Gesamtmenge der PFAS ausmachen. Die große Vielfalt der registrierten Stoffe zeigt auf, wie schwierig es ist, die Belastung an PFAS zu ermitteln. Auch wird hierdurch die Regulierung erschwert, da das Substituieren von Substanzen im Produktionsprozess aufgrund der großen Fülle der Stoffe relativ einfach realisierbar ist.

### 3.1.3 Einsatzbereich von per- und polyfluorinierten Verbindungen

Die Einsatzmengen sind aufgrund der Einsatzvielfalt und der zahlreichen involvierten Branchen äußerst schwer zu erfassen. Schätzungen gehen für verschiedene Zweige von folgenden Mengen aus, die auf den EU-Markt gebracht wurden (Statistisches Bundesamt, 2020; Wirth et al., 2019):

Intermediate (Zwischenprodukte): <10.000 t/Jahr

Direkte Polymer Produktion: <500 t/Jahr

Tenside C6: <500 t/Jahr; C4: <200 t/Jahr

Tenside zur Brandbekämpfung: 1.500–3.000 t/Jahr

Papier: <300 t/Jahr

Behandlung von Textilien: <1.200 t/Jahr

Oberflächenbehandlung von harten Materialien: <1.000 t/Jahr

Diese Schätzungen liegen in guter Übereinstimmung mit den von der US-amerikanischen Umweltschutzbehörde, (Environmental Protection Agency (EPA)) als Hauptabnehmer für Fluortelomere, identifizierten Branchen (U.S.E.P. Agency, 2009):

Textil-/Bekleidungsindustrie

Teppich-/Teppichpflegeindustrie

Beschichtungsindustrie (Papier, usw.)

So können als Industriezweige mit den höchsten Abnahmen vor allem die Textilindustrie, die Papierindustrie und die Galvanik identifiziert werden. Die Feuerlöschschäume stellen eine Sonderrolle dar, da die negativen Umweltauswirkungen direkt durch ihre Anwendung erfolgen.

Anhand dieser Zahlen lässt sich die erste Einschätzung aus der Zielsetzung bestätigen: Die drei benannten Branchen Papier-, Textil-/Teppichindustrie und die Galvanikbetriebe haben anhand der Einsatzmengen das höchste Potential als Emittenten für PFAS aufzutreten. Aufgrund der hohen Produktionsmengen und der teils kurzen Einsatzdauer, z. B. bei Lebensmittelkontaktpapieren, ist davon auszugehen, dass diese sich auch in den entsprechenden Abfallströmen wiederfinden lassen. Darüber hinaus kann es zu einem Eintrag bei der Produktion dieser Stoffe ins Abwasser kommen, sodass es hier zu einem Auftreten von PFAS in Kläranalgen kommen kann (Ahrens et al., 2010; Heydebreck et al., 2015).

### 3.1.3.1 Papierindustrie

Für die Papierindustrie wird vom Papierindustrieverband für Deutschland eine Anzahl von 165 Betrieben im Jahr 2018 angegeben, die insgesamt ein Produktionsvolumen von 22 Millionen Tonnen aufwiesen. Von Interesse ist hierbei vor allem die Herstellung von wasser- und fettabweisenden Spezialpapieren. Eine Art von Papieren, bei denen PFAS zum Einsatz kommen, sind solche, die in direktem Kontakt mit Lebensmitteln stehen. Glüge et al. (2020) beschreiben auch weitere Papiererzeugnisse wie Tischdecken als ein Bereich in der fluorierte Verbindungen eingesetzt werden. Gemäß einer Schätzung des UBA werden in 5-10 Papierfabriken in Deutschland Spezialpapiere mit diesen Eigenschaften hergestellt. Für Europa wird die Produktionsmenge von solchen Papieren für 2018 auf ca. 47.000 t geschätzt (UN Comtrade Datenbank)(United Nations, 2021).

Die starke Verwendung von PFAS in diesem Industriezweig lässt sich sowohl durch die hydrophoben und lipophoben Eigenschaften als auch durch ihre sehr hohe Resistenz gegen Zersetzung, die selbst bei hohen Temperaturen gegeben ist, erklären (Herzke et al., 2012; Schaider et al., 2017).

So konnten beispielsweise Studien von Trier et al. (2011), Gebbink et al. (2013) und Shoeib et al. (2016) in ihren Untersuchungen erhöhte PFAS-Konzentrationen in Lebensmittelverpackungen aus Papier oder Pappe nachweisen. In Deutschland gilt für Papiere, Kartons und Pappen für den Lebensmittelkontakt die Empfehlung des BfR (Empfehlung XXXVI. Papiere, Kartons und Pappen für den Lebensmittelkontakt; sowie die Empfehlung XXXVI/2. Papiere, Kartons und Pappen für Backzwecke 2019), in der 21 PFAS Verbindungen mit zulässigen Höchstmengen gelistet sind. Derzeit ist nicht bekannt, welche Stoffe aus dieser Liste tatsächlich verwendet werden, sodass davon auszugehen ist, dass alle gelisteten Verbindungen von PFAS verwendet werden (Bokkers, 2018). Die Obergrenzen aus dieser Empfehlung sowie die Daten aus den zuvor genannten Studien legen nahe, dass hier PFAS im Promille- bis unteren Prozentbereich enthalten sind (T. Held,

2015). Hierbei werden vor allem hochkomplexe fluorierte Polymere und Perfluorpolyetherdicarbonsäuren eingesetzt (T. Held, 2015). Es ist davon auszugehen das PFAS nur bei der Herstellung von Lebensmittelkontaktpapieren mit speziellen Eigenschaften eingesetzt werden. Allerdings findet über den Eintrag in den Altpapierkreislauf eine Kontamination des Papierkreislaufes statt. Daher ist es wahrscheinlich, dass bei einer Vielzahl von Papierherstellenden- oder verarbeitenden Betrieben eine Kontamination mit PFAS im Materialstrom gibt. Hierbei zeigt sich, dass das Endprodukt eine hohe Relevanz sowohl bei der Herstellung aufweist als auch bei der Entsorgung und Verwertung. Somit ist hier sowohl die Beprobung des Endverbraucherproduktes, z. B. Verpackungen aus der Fast-Food-Industrie, als auch der Produktion und deren Abwasser und der Recyclinganlagen als mögliche Emissionspfade für PFAS von Interesse.

### 3.1.3.2 Textilindustrie

Für die Textil- und Bekleidungsveredelungsindustrie werden beim statistischen Bundesamt 45 Betriebe für das Jahr 2019 geführt, die ein Produktionsvolumen von 23 000 Tonnen aufweisen (Statistisches Bundesamt, 2020). Hierbei dient die Veredelung in erster Linie dazu, die Kleidung wasserfest und schmutzabweisend zu machen (van der Veen et al., 2020). Weitere Veredelungen, bei denen diese Substanzen eingesetzt werden, sind unter anderem Flammschutz, Knitterfreiheit usw. Entsprechend ist die Produktion von (Outdoor-)Jacken eine der Hauptanwendungen für PFAS in diesem Sektor. Weitere Anwendungen, die einen sehr großen Anteil ausmachen, liegen im Feld der gewerblichen Bekleidung für Einsatzkräfte wie Polizei und Feuerwehr und bei Krankenhausbekleidung (Gremmel et al., 2016; T. Held, 2015; Herzke et al., 2012; Peaslee et al., 2020). Hierbei kann zwischen zwei Applikationsarten unterschieden werden. Bei der Ersten findet eine Imprägnierung mittels sog. Foulards

während der Fertigung statt. Bei der Zweiten kann eine Applikation mittels entsprechender Imprägniersprays oder als Waschzusatz realisiert werden (T. Held, 2015; Mumtaz et al., 2019).

Eine Studie von Supreeyasunthorn et al. (2016), in der Waschwasser untersucht wurde, kommt zu dem Schluss, dass es zu einer schrittweisen Freisetzung von PFAS aus den getesteten Textilien kommt, sodass hier von einer Freisetzung gerade bei neuer bzw. frisch imprägnierter Kleidung ausgegangen werden muss, was somit einen direkten Eintragspfad in das Abwasser darstellt. Zu einer ähnlichen Einschätzung kommt eine Arbeit des Umweltbundesamt aus dem Jahr 2014 (Thomas P Knepper et al., 2014).

Gremmel et al. kommen in ihrer Studie aus dem Jahr 2016 zu einem ähnlichen Resultat. Sie konnten erhöhte PFAS-Konzentrationen in Textilien nachweisen und ebenfalls eine starke Abhängigkeit der Konzentration mit der „Geschichte“ (Alter, Lagerungsbedingungen, usw.) des Produkts beobachten.

Besonders stark lassen sich bei dieser Produktgruppe Fluortelomere nachweisen, was auf ihre stark wasser- und fettabweisenden Eigenschaften rückführbar ist.

Aus den Daten ergeben sich mehrere interessante Abfallströme: Wie im vorherigen Kapitel zu Papier kann hier das direkte Abwasser oder das Verbraucherprodukt am Ende seines Lebenszyklus für eine Emission sorgen. Bei den Textilien kommt hier jedoch zusätzlich die langsame Freisetzung durch die wiederholten Waschzyklen und ggf. wiederholte Imprägnierung hinzu. Dies macht auch das kommunale Abwasser bzw. Abwasser von Großwäschereien für eine Beprobung interessant.

### 3.1.3.3 Galvanik

Für die Galvanik und Metallveredelung werden 181 Betriebe für das Jahr 2018 geführt, bei denen jedoch keine Daten zum Produktionsvolumen vorhanden sind (Statistisches Bundesamt, 2020). Die tatsächliche Anzahl ist jedoch schwer zu erfassen, so werden vom Zentralverband Oberflächentechnik e.V. die Anzahl der Galvanikbetriebe für das Jahr 2017 auf ca. 2400 geschätzt

(Willand et al., 2020). Durch Einsatz der Galvanik werden Materialeigenschaften eines Werkstücks durch elektrochemische Abscheidung von metallischen Schichten verbessert bzw. eine Verschönerung vorgenommen (T. Held, 2015). Zwei der Hauptprozesse, bei denen PFAS, vor allem PFOS, zum Einsatz kommen bzw. kamen, sind die Verchromung von Metallen und das Beizen von Kunststoffen mit chromtrioxidhaltigen Prozesslösungen (Blepp et al., 2016). PFAS ließen sich jedoch auch in anderen galvanischen Prozessen neben der Verchromung finden, wie beispielsweise beim Verzinken oder Verkupfern (T. Held, 2015). Bei diesen nasschemischen Oberflächenveredelungsprozessen kommen PFAS als Netzmittel zum Einsatz. Grund für den Einsatz von Netzmitteln in dieser Branche ist die Arbeitssicherheit, da an den Anoden Gasblasen entstehen, die dann an die Oberfläche wandern, aufplatzen und Chromtrioxid, welches als karzinogen eingestuft ist, in die Luft schleudern können. Das Netzmittel wird eingesetzt, um die Blasen zu verkleinern und somit das Ausschleudern von Chromtrioxid zu verringern (Blepp et al., 2016; T. Held, 2015). Für die Hartverchromung wurde der mengenmäßig größte Anteil an PFOS in Deutschland verwendet - ca. 50% (Blepp et al., 2016). Jedoch weist das hauptsächlich eingesetzte PFOS einen langanhaltenden Desorptionsprozess auf, sodass auch nach der Umstellung auf andere Substanzen ein langsames Freisetzen des PFOS beobachtbar ist – das sogenannte Ausbluten der Anlage (Blepp et al., 2016). Aufgrund der Beschränkungen des Einsatzes von PFOS wurde dieser Stoff weitgehend durch 6:2 FTS (6:2-Fluortelomersulfonsäure) in der Galvanik substituiert, sodass die Möglichkeit der Freisetzung dieses Stoffes besteht (Willand et al., 2020).

Diese Zahlen zeigen, dass diese Industriezweige sowohl zahlenmäßig an Betrieben als auch von der eingesetzten Menge an PFAS in der Bundesrepublik Deutschland stark vertreten sind. Hieraus ergibt sich, dass bei der in der Literatur wiedergegebenen intensiven Nutzung von PFAS dieser Industriezweige eine Freisetzung möglich ist. Vor allem die Freisetzung während des Produktionsprozesses ins Abwasser sowie als Schlamm aus der industriellen Vorbehandlungsanlage ist als Eintragspfad möglich.

### 3.1.3.4 Baustoffe

Bei Baustoffen finden sich PFAS in vielen verschiedenen Produkten, z. B. in Farben und Lacken, zum Schutz vor Verschmutzungen von Häuserfassaden sowie in Dicht- und Klebstoffen (Janousek, Lebertz, et al., 2019). Janousek, Lebertz, et al. untersuchten in einer Studie aus dem Jahr 2019 die Freisetzung von PFAS hinsichtlich 29 Zielanalyten aus Baustoffen. Ihre Untersuchung konnte zeigen, dass es zu einer Freisetzung der Zielanalyten aus den untersuchten Baustoffen kommt. In einer von Knepper et al. (2020) verfassten Studie wurden verschiedene Produktsicherheitsdatenblätter gesichtet und die Autoren konnten hier zeigen, dass bei verschiedenen Bauprodukten gemäß den angegebenen Daten PFAS in den Produkten (z. B. Farben, Beschichtungen) enthalten sind. In den 23 untersuchten Baumaterialien konnten z. B. in drei von vier untersuchten Beschichtungen PFAS nachgewiesen werden (Knepper & Janousek, 2020).

Zur Freisetzung aus dieser Produktgruppe konnten keine weiteren Daten gefunden werden, so dass eine Abschätzung der Relevanz dieser Gruppe im Vergleich zu den vorherigen drei (Papier, Textilien, Galvanik) nicht abschließend geklärt werden kann. Eine mögliche Strategie wäre hier eine Probennahme von Bodenproben in der Nähe eines neu errichteten Gebäudes nach einem Regenereignis. Des Weiteren wäre eine Langzeitbetrachtung, also die Probennahme vor dem Errichten/Sanieren eines Bauwerkes und anschließende wiederholte Probennahme an derselben Stelle, zur Feststellung der Freisetzung von Interesse. Da die Freisetzung eine direkte Folge des

PFAS-Gehaltes in den Bauprodukten ist, können diese auch entsprechend direkt gemessen (nach einer Sichtung der Sicherheitsdatenblätter, so wie es in der Studie von Knepper *et al.* durchgeführt wurde) werden oder die Menge an PFAS in Bauschutt bestimmt werden, um hier eine Belastungssituation zu erfassen.

### 3.1.4 Eintragspfade

Aufgrund der hohen Brisanz dieser Verbindungsklasse und der hohen Einsatzmengen wurde eine Vielzahl von Studien durchgeführt, um den Verbleib und Wirkung in der Umwelt sowie auf den Menschen zu untersuchen.

#### 3.1.4.1 Oberflächenwasser

Neben dem Eintrag von PFAS durch Abwässer in die Umwelt kommt es ebenso zu einer Belastung des Oberflächenwassers durch das Ausbringen von mit PFAS kontaminierten Substanzen wie Klärschlamm und durch den Einsatz von PFAS-haltigen Düngemitteln oder Feuerlöschschäumen (Houtz *et al.*, 2013; McCarthy *et al.*, 2017; Nickerson *et al.*, 2020; Pulkrabová *et al.*, 2019). In einer Studie aus dem Vereinigten Königreich schätzen Paul *et al.* (2009) die global gesamt freigesetzte Menge (1970 – 2002), also sowohl direkt durch die Produktion als auch indirekt über die Haushalte, an PFOS auf 450-2.700 t, die über die Abfallströme läuft. Dabei wird in dieser Studie angegeben, dass diese Menge hauptsächlich in die aquatische Umwelt freigesetzt wird (Paul *et al.*, 2009).

Einige Untersuchungen beziehen sich auf die Flüsse, da hier die anrainende Industrie und Kläranlagen zum Teil durch unzureichende Behandlung diese Substanzen einleiten und es so zu einer erhöhten Freisetzung kommen kann: In einer Studie von McLachlan *et al.* aus dem Jahr 2007, bei der 14 unterschiedliche Flüsse beprobt wurden, wurden mittels HPLC-ESI-MS/MS Konzentrationen für PFHxA von 0-32 ng/L, PFHpA von 0,2-6,6 ng/L, für PFOA von 0-200 ng/L und für PFNA von 0-1,50 ng/L gemessen. Die höchste Belastung wurde dabei im Fluss Po festgestellt. Anhand der ermittelten Daten wurde für die Substanzen eine Freisetzung von 2,8 t/Jahr (PFHxA), 0,86 t/Jahr (PFHpA), 14,3 t/Jahr (PFOA) und 0,26 t/Jahr (PFNA) berechnet, wobei die hohen Konzentrationen im Fluss Po auf die dort ansässige Industrie (z. B. Textilindustrie) als mögliche Verursacher zurückgeführt werden (McLachlan *et al.*, 2007). Ein Flusssystem, das aufgrund seiner wirtschaftlichen Bedeutung vielfach untersucht wurde und immer noch wird, ist der Rhein. In einer 2019 erschienenen Veröffentlichung von Janousek, Mayer, *et al.* wurde der Rhein über fünf Jahre in einem monatlichen Rhythmus beprobt und vor allem die Zusammensetzung der PFAS verfolgt. Hierbei zeigt sich ein abnehmender Trend der getesteten Substanzen. Am deutlichsten ist dieser Trend vom Jahr 2016 zum Jahr 2017 zu beobachten. Des Weiteren ist eine stark absinkende PFOS und PFOA Konzentration zu beobachten. Während die Summe der analysierten PFAS im Jahr 2014 noch bei bis zu 80 ng/L lag, sank diese im Jahr 2018 auf unter 10 ng/L. Jedoch beobachten Janousek, Mayer, *et al.* in dieser Studie einen Anstieg der Konzentration vor allem an kurzkettigeren Substanzen, sodass hier zum einen ein klarer Trend zur Substitution erkannt werden kann basierend auf der Wirksamkeit der Gesetzgebung zum Verbot bestimmter Substanzen in Flusssystemen (Janousek, Mayer, *et al.*, 2019). Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt auch eine Untersuchung, die im Bundesland Bayern am Fluss Alz durchgeführt wurde. An diesem Fluss wurde bis zum Jahr 2003 PFOA hergestellt und 2006 konnte eine PFOA Konzentration von 5-8 µg/L in dem Flusswasser nachgewiesen werden. Im Jahr 2016 konnte PFOA nicht mehr nachgewiesen werden (Nachweissgrenze der verwendeten Methode in der Studie 0,02 µg/L), was darauf zurückzuführen ist, dass PFOA seit 2016 kaum noch verwendet wurde (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2020). Anstelle von PFOA wird nun der fluorhaltige

Ersatzstoff ADONA (Ammoniumsalz der Perfluor-4,8-dioxa-3H-nonansäure) verwendet (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2020).

Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt eine Studie, die im Jahr 2017 von Metzger *et al.* durchgeführt wurde, in der ebenfalls der Rhein beprobt und hier der EOF erfasst wurde. An 14 Stellen wurden Proben genommen und es konnten Konzentrationen zwischen 50 und 300 ng/L nachgewiesen werden. Die Ergebnisse dieser Studie sprechen für lokale Punktquellen, an denen eine große PFAS-Last in die Flüsse eingetragen wird (Metzger *et al.*, 2019).

Untersuchungen aus dem Jahr 2017 durch Heydebreck (2017) von Proben aus behandeltem Abwasser die in den Fluss Rhein geleitet werden, zeigen die entscheidende Rolle von Kläranlagen: in der Studie wurden PFAS Konzentrationen (Summe aus 12 Substanzen) von bis zu 4 290 ng/L gemessen, während Vergleichsmessungen im Fluss in direkter Nähe aufgrund von Verdünnungen etwa 80 ng/L aufwiesen (Heydebreck, 2017).

Zu einem ähnlichen Befund kommt auch eine Untersuchung aus Baden-Baden, bei der 10 Abwässer aus Kläranlagen aus dieser Region untersucht wurden – hier wurde in Summe für alle 10 untersuchten Kläranlagen aus dem kommunalen Bereich eine Emission von 540 g organischen Fluors pro Tag anhand der gemessenen Daten ermittelt. Bei dieser Studie wurde neben Zielanalyten auch der AOF der Proben ermittelt. Die so durchgeführten Untersuchungen zeigten, dass nur etwa 2% der Gesamtfracht durch die Analytik auf bekannte Substanzen erklärt werden konnte und 98% des organischen Fluors aus unbekannten Verbindungen stammt (Rastatt, 2018). Ein ähnlicher Trend zeigt sich auch für Kläranlagen in Halle (Westfalen), deren PFAS-Konzentration im Ablauf die des Flusses Weser um einen Faktor 4 übersteigt, was vor allem auf die hohe Verdünnung zurückgeführt werden kann.

Eine Untersuchung bzw. Zusammenstellung der Daten von Shafique *et al.* aus dem Jahr 2017 gibt einen Überblick über die weltweite Belastung des Trinkwassers mit PFAS. Für europäische Probenahmestellen wurden PFAS Konzentrationen zwischen 2 ng/L (Färöer-Inseln) und 33 ng/L (Frankreich) ermittelt. Ähnlich hohe Werte ließen sich auch in Brasilien (36 ng/L) messen (Shafique *et al.*, 2017). In Indien (14 ng/L) und Australien (13 ng/L) fällt die Belastung an den untersuchten Stellen deutlich niedriger aus. Deutlich höher fallen die Konzentrationen in Kenia aus, hier wurden Konzentrationen von über 100 ng/L gemessen. Die Untersuchungen zeigen auch, dass der Anteil von PFBS als Ersatzstoff für PFOS in den Proben einen größeren Anteil einnimmt (Shafique *et al.*, 2017). Hieraus ergibt sich aufgrund des immer stärkeren Einsatzes von Ersatzstoffen, dass ein erweitertes Monitoring nötig ist. Ein weiterer Punkt, der bei den einzelnen Studien auffällt ist, dass keine einheitliche Wahl der Substanzen/Parameter stattfindet, so dass ein Vergleich der gebildeten Summen schwierig ist und bei der Auswahl von wenigen Substanzen die Gesamtbelastung nicht abgebildet werden kann. Dies spricht erneut für einen einheitlichen Summenparameter mit ggf. nachgeschalteter Einzelstoffanalytik.

### 3.1.4.2 Klärschlamm und Kläranlagenabläufe

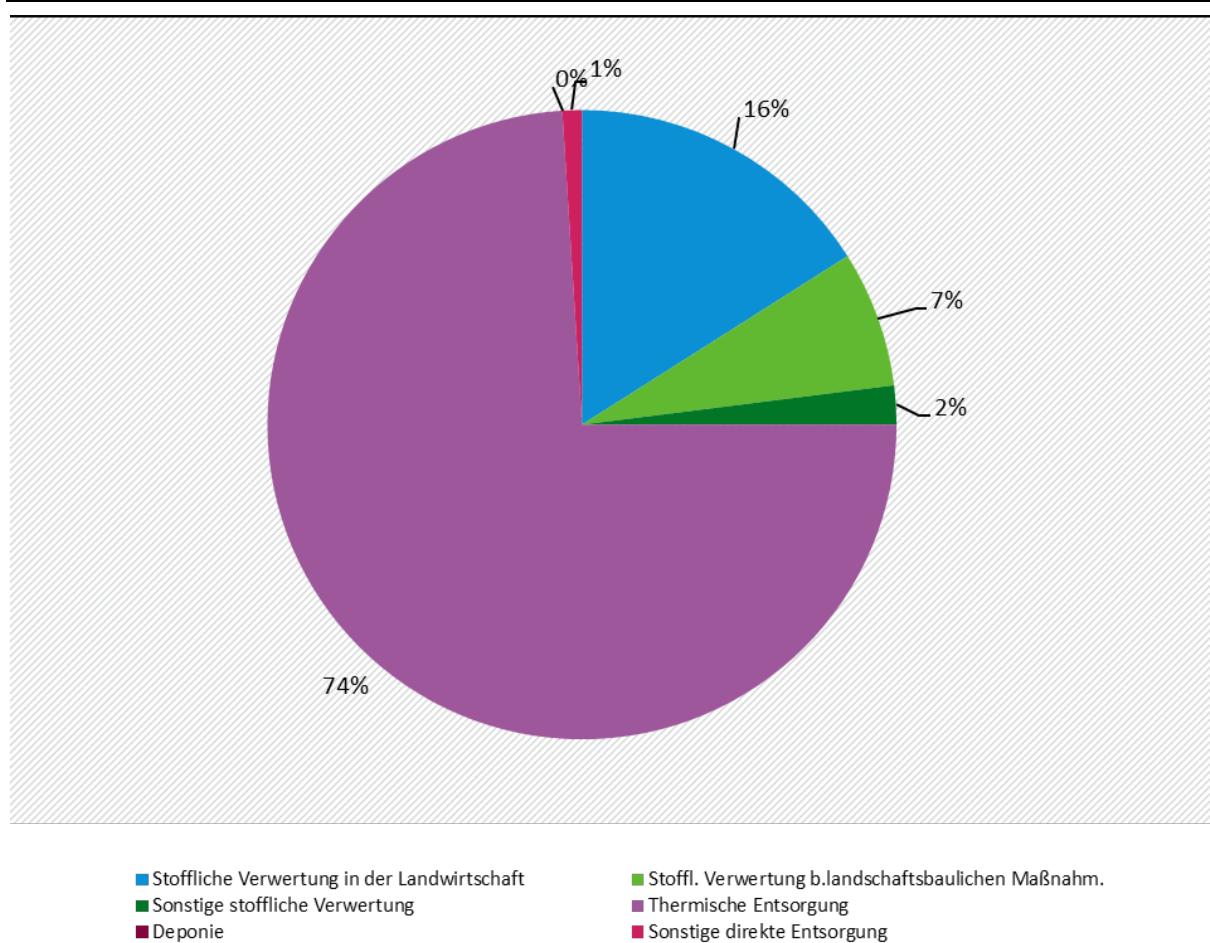
Bei Untersuchungen von kommunalen sowie industriellen Kläranlagenabläufen am Rhein und in der Region von Baden-Baden und Halle (Westfalen) konnte gezeigt werden, dass diese eine teils stark erhöhte PFAS-Konzentration aufwiesen (vgl. Kapitel 3.1.4.1). Im engen Zusammenhang zu dem Abfluss einer Kläranlage steht der Klärschlamm (Hamid & Li, 2016; Saez *et al.*, 2008; Yan *et al.*, 2012). Dieser wiederum steht in enger Beziehung zu Böden und Oberflächenwasser, wenn er bodenbezogen z. B. als Düngemittel verwendet wird. Aus diesem Grund wird der Klärschlamm vermehrt in Studien untersucht (Alder & van der Voet, 2015; Campo *et al.*, 2014; Clara *et al.*, 2008; Coggan *et al.*, 2019; Hamid & Li, 2016; Llorca *et al.*, 2011; Milinovic *et al.*, 2016; Ruan *et al.*,

2015; Sindiku et al., 2013). Ein Grenzwert zur Aufbringung als Düngemittel auf Böden ist bereits etabliert (100 µg/kg für die Summe aus PFOS und PFOA, siehe Kapitel 1.2.10.2). Dieser Grenzwert gilt sowohl für die Verwertung als Dünger als auch für landschaftsbauliche Maßnahmen.

### 3.1.4.2.1 Abfallbehandlung und Klärschlammensorgung

Die Entsorgung des Klärschlammes wird vom statistischen Bundesamt in sechs Kategorien unterteilt (Statistisches Bundesamt, 2020): Stoffliche Verwertung in der Landwirtschaft; Stoffliche Verwertung bei landschaftsbaulichen Maßnahmen; Sonstige stoffliche Verwertung; Thermische Entsorgung; Deponierung; sonstige direkte Entsorgung. Für die 1,7 Millionen Tonnen, die im Jahr 2018 angefallen sind, ist die Aufteilung in diese Kategorien in Abbildung 10 dargestellt. Gemäß der Deponieverordnung (ab 2011) ist die direkte Entsorgung von Klärschlämmen auf Deponien nur nach thermischer Vorbehandlung zulässig – dementsprechend liegt dieser Wert für das Jahr 2018 bei 0 Tonnen.

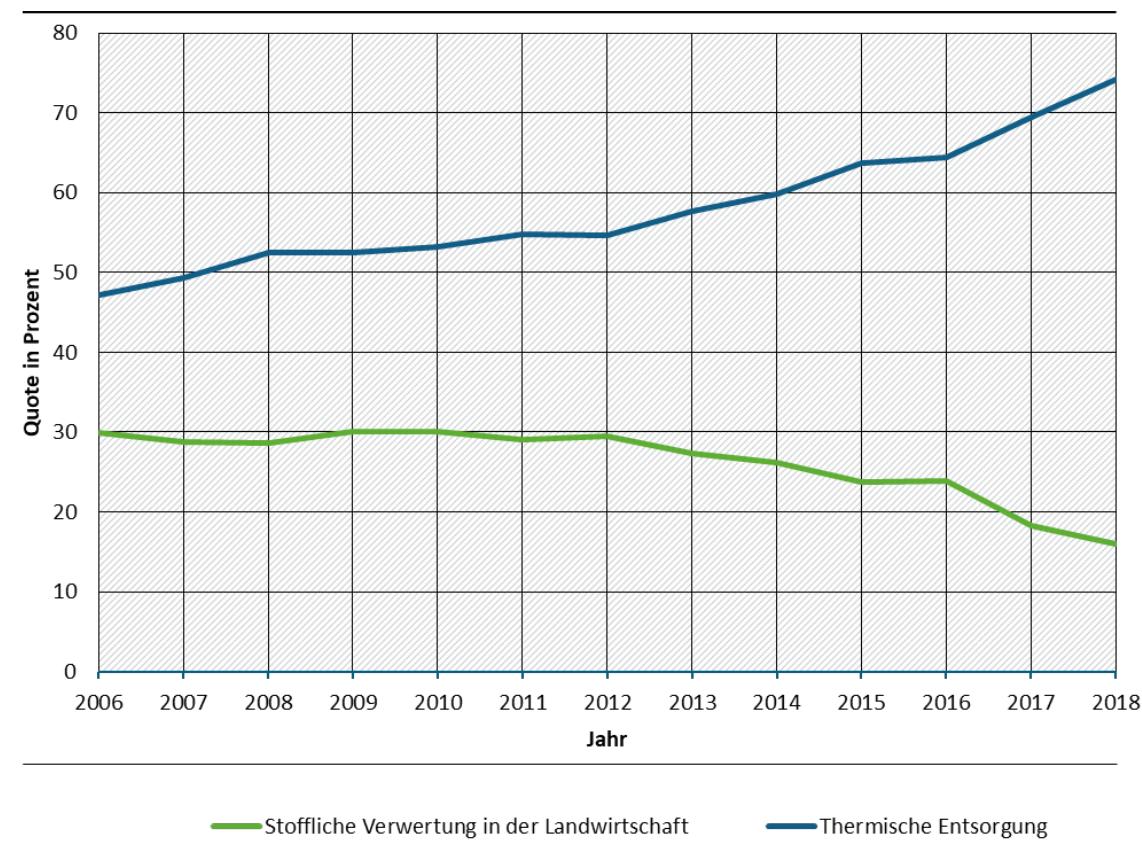
**Abbildung 10: Prozentuale Verwertung bzw. Entsorgung von kommunalen Klärschlämmen.**



Quelle: (Destatis, 2020a)

Neben der Verwertung in der Landwirtschaft wird Klärschlamm hauptsächlich thermisch entsorgt. Zusammen machten diese beiden Arten der Verwertung und Entsorgung im Jahr 2018 90% der 1,7 Millionen Tonnen des angefallenen Klärschlammes aus. Der Verlauf der Nutzung des Klärschlammes in diesen beiden Varianten in den Jahren 2006-2018 ist in Abbildung 11 dargestellt.

**Abbildung 11: Prozentuale Verwertung von kommunalem Klärschlamm.**



Quelle: (Destatis, 2020a)

Aus der Abbildung 11 geht hervor, dass die landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes seit dem Jahr 2006 bis zum Jahr 2018 stark zurückgegangen ist, während die thermische Behandlung im gleichen Zeitraum stark anstieg. Dies kann unter anderem daran liegen, dass eine immer stärkere Überwachung der Einhaltung (Landesamt für Natur, 2015) stattfindet und höhere Anforderungen im Rahmen der Gesetzgebung gestellt werden (Ministerium für Umwelt Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, 2018). Gegebenenfalls kann dies auch eine Folge der „PFAS-Skandale“ sein, bei denen auch Klärschlamm mutmaßlich eine Rolle gespielt hat – seit dem Jahr 2012 ist ein immer stärkerer Rückgang der stofflichen Verwertung beobachtbar, was auch ein Resultat des höheren Drucks durch Wirtschaftsdünger sein könnte.

### 3.1.4.2.2 Klärschlammbelastung

Aufgrund von Schadensfällen in Bezug auf belastete Böden wurden von einigen Bundesländern auch die Durchführung von Probennahmekampagnen erhöht und verstärkt fluorierte Verbindungen in Klärschlämmen untersucht. Ein Bundesland, das hier eine sehr große Messserie (Klärschlämme) von seinen Kläranlagen angefordert und ausgewertet hat, ist Bayern (Ulrich et al., 2016). Hierzu wurden in den Jahren 2008 bis 2013 Klärschlämme aus 685 bis 784 Kläranlagen pro Jahr ausgewertet. Die Ergebnisse (Summe aus der Konzentration von 11 Einzelsubstanzen) wurden in Bereiche kleiner 10 µg/kg TM; 10–125 µg/kg TM; 125–500 µg/kg TM und mehr als 500 µg/kg TM eingeteilt. Dabei zeigt sich, dass der Anteil in der höchsten Gruppe über die sechs Jahre von elf auf eine Kläranlage abnahm, während die niedrigste Gruppe von 229 auf 451 Kläranlagen anstieg. Dieses Resultat lässt sich hauptsächlich durch die gesunkene Konzentration an PFOS erklären, welche von einer mittleren Konzentration von 46–50 µg/kg TM reduziert wurde

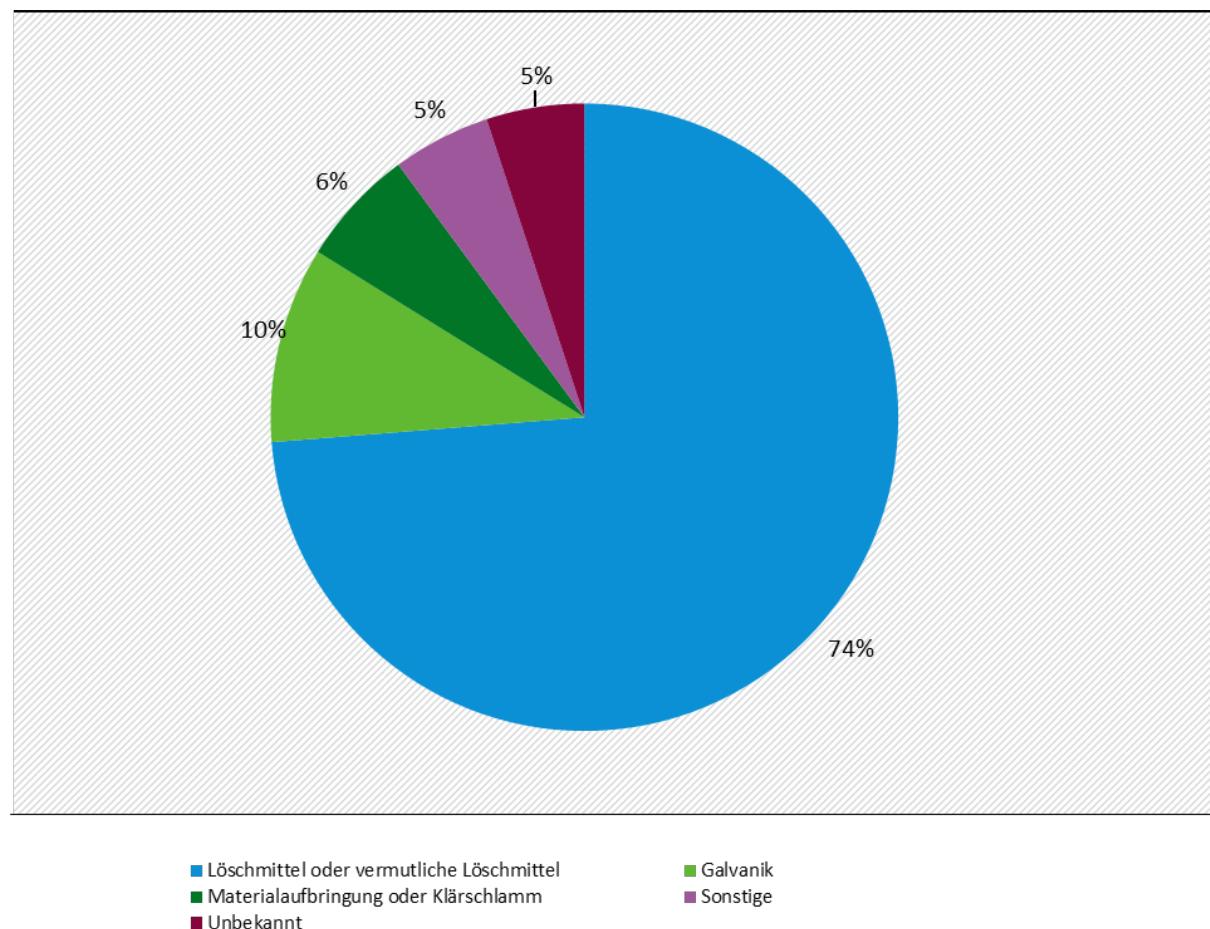
auf 12-19 µg/kg TM. Ein ähnlicher Trend lässt sich in Nordrhein-Westfalen beobachten. Zwischen 2006 und 2009 wurden Klärschlämme aus 27 Kläranlagen untersucht. Hier lässt sich in der gegebenen Zeitspanne eine deutliche Reduzierung an PFOS und PFOA aufzeigen. In dem Zeitraum konnte ein Absinken der Werte von über 6 000 µg/kg auf unter 2 000 µg/kg beobachtet werden (Landesamt für Natur, 2011)..

### Boden

Die Gründe für PFAS-Belastungen in Böden sind vielfältig. Hauptgründe für die Belastung von Böden sind dabei vor allem das Ausbringen von kontaminierten Materialien, wie Klärschlämmen oder der Einsatz von PFAS-haltigen Substanzen zur Feuerbekämpfung, wie z.B. Löschschaume. Ein Ereignis, bei dem das Ausbringen von kontaminierten Klärschlämmen den Boden belastet, kann z. B. dann entstehen, wenn Klärschlämme als Düngemittel oder im Landschaftsbau verwendet wurden, wodurch es zu einer Kontamination des Bodens sowie das Grundwasser kommen kann.

NRW führt zur Erfassung von PFAS Schadensfällen in Bezug auf Böden seit dem Jahr 2011 eine Statistik (Landesamt für Natur, 2019). Diese gesammelten Fälle wurden durch das Land weiter untersucht und es wird derzeit intensiv nach weiteren möglichen Eintragspfaden gesucht. Die prozentuale Verteilung dieser Schadensfälle korreliert mit möglichen Ursachen und ist in Abbildung 12 dargestellt.

**Abbildung 12: PFAS Schadensfälle in NRW.**



Quelle: (Landesamt für Natur, 2019)

Bei der Verunreinigung der gemeldeten Böden in NRW liegen Feuerwehreinsätze mit PFAS-haltigen Löschmitteln oder der Verdacht auf Löschmittel bei 73 % und somit werden drei Viertel aller Fälle darauf zurückgeführt (Landesamt für Natur, 2019). Mit 10 % folgt die Galvanik und mit 6 % die Materialaufbringung oder der Klärschlamm. Diese Statistik zeigt deutlich, wie häufig und allgegenwärtig die Kontamination von Böden mit PFS ist und dass hieraus direkt eine Gefahr für das Trinkwasser folgen kann. Dazu kommt die mögliche Gefahr der direkten Belastung von Nahrungs- und Futtermitteln, die auf entsprechend belasteten landwirtschaftlich genutzten Flächen angebaut werden.

### 3.1.5 Analytische Methoden

Zur Erfassung der Fluorverbindungen aus der Gruppe der PFAS werden leistungsstarke analytische Methoden benötigt. Vor dem Hintergrund tendenziell sinkender PFAS-Grenzwerte muss auch die Analytik entsprechend immer sensitiver werden um diese geringen Mengen, die meist im ng/L-Bereich liegen, noch erfassbar zu machen. Nur so kann das Einhalten der durch die Regularien vorgegebenen Grenzwerte überwacht werden.

Aufgrund der großen Vielfalt der PFAS ist eine umfassende Analytik schwierig. Fluor ist monoisotopisch (es existiert nur das stabile  $^{19}\text{F}$ -Isotop), was die Untersuchung mittels organischer Massenspektrometrie schwierig macht, bei der sich meist das Isotopenmuster einzelner Elemente zur Identifizierung von Verbindung zunutze gemacht wird.

Nach aktuellem Stand lässt sich die Analytik grob in drei unterschiedliche Parameter unterteilen: i) Gesamtfluorgehalt; ii) Summenparameter bezogen auf das organisch gebundene Fluor und iii) Zielanalytik (Al Amin et al., 2020; Cousins et al., 2020; Jahnke & Berger, 2009; Miaz et al., 2020; Schultes et al., 2018). Dabei ist das gängigste Verfahren in der aktuellen Routineanalytik das Erfassen von Zielanalyten (Backe et al., 2013; Chiesa et al., 2018; He et al., 2015; Jamari et al., 2019; Navarro et al., 2011). Hierbei kommt häufig zur Bestimmung des Vorkommens fluorierter Verbindungen in Klärschlamm, Kompost und Böden die DIN 38414-14 (DIN 38414-14, 2011) oder die AbfKlärV, zum Einsatz. In dieser DIN ist eine Methode beschrieben, welche auf Hochleistungs-Flüssigkeitschromatographie (HPLC) und massenspektrometrische Detektion (MS) zurückgreift. Diese Methode umfasst 12 Zielanalyten, die sich in 10 Säuren unterschiedlicher Kohlenstoff-Länge aufteilen. Da hier nur ein geringes Spektrum der PFAS-Belastung abgebildet wird, kann es zu einer falschen Beurteilung der Belastung kommen kann (Spaan et al., 2020). Dies konnte im Rahmen verschiedener Studien aufgezeigt werden, die einen teilweise sehr großen Unterschied zwischen der Konzentration, die mittels Zielanalyten identifiziert werden konnte, und der Konzentration, die mit einem Summenparameter ermittelt wurde, fanden. So konnten Loi et al. beispielsweise in einem 2011 erschienenen Artikel zeigen, dass sich nur zwischen 0,01% und 80% des gefundenen organischen Fluors in einer Vielzahl der untersuchten Proben erklären lassen (Loi et al., 2011). Diese Differenz kann mehrere Ursachen haben. Mögliche Ursachen wären etwa die erweiterte Produktpalette oder Zwischenprodukte oder Metaboliten von PFAS, wie PFOS-Vorläufer, die biotransformiert (biologisch umgewandelt) wurden. Dies erschwert vor allem die (öko-)toxikologische Bewertung einer Probe, da eine Vielzahl von verschiedenen Spezies vorliegt und nicht nur die Ausgangsverbindung. Das Problem der analytischen Erfassung einzelner Verbindungen wird sich in Zukunft weiter verschärfen, da eine Vielzahl der Produktionsprozesse umgestellt worden ist, um der neuen Gesetzeslage zu entsprechen (Koch et al., 2019).

Aus diesem Grund wird vermehrt auf eine Summenparameteranalytik gesetzt, um die Belastung mit organisch gebundenem Fluor möglichst umfassend abbilden zu können (Kotthoff & Bücking, 2018). Hierbei haben sich hauptsächlich die beiden Parameter extrahierbares organisches Fluor (EOF) und adsorbierbares organisches Fluor (AOF) etabliert (Akhdhar et al., 2020; von Abercron

et al., 2019; Willach et al., 2016; Yeung et al., 2013). Beim EOF werden die organischen Verbindungen meist mit unpolaren Lösungsmitteln, wie z. B. Hexan, aus dem Feststoff extrahiert, während das Fluorid im Feststoff zurückbleibt. Dies kann noch mit einer Festphasenextraktion (SPE) kombiniert werden, die gegebenenfalls extrahiertes Fluorid von den organischen Verbindungen trennt. Beim AOF werden die organischen Verbindungen auf Aktivkohle adsorbiert und anschließend verbrannt und in einer wässrigen Lösung aufgefangen. Zur Analyse des Fluorgehaltes kommen anschließend die Ionenchromatographie, die meist in Kombination mit dem AOF eingesetzt wird, in Form der Combustion Ion Chromatography (CIC) zum Einsatz. Alternativ dazu kann die High Resolution-Continuum Source-Graphite Furnace Molecular Absorption Spectrometry (HR-CS-GFMAS) verwendet werden, die meistens in Kombination mit dem EOF Anwendung findet. Da diese Methoden keine Auftrennung der Spezies vornehmen und eine Summe über das gesamte gebundene Fluor bilden, eignen sich diese Methoden zur Identifizierung von Hotspots. Die HR-CS-GFMAS weist dabei Bestimmungsgrenzen im unteren µg/L-Bereich auf (Gleisner et al., 2011; Krüger et al., 2012; Ozbek & Akman, 2013), während die CIC im mittleren µg/L Bereich arbeitet (Miyake, Kato, et al., 2007; Miyake, Yamashita, Rostkowski, et al., 2007; Miyake, Yamashita, So, et al., 2007). Aufgrund der vorgeschalteten Extraktion eignen sich die Methoden sowohl für Feststoffe als auch für wässrige Proben und somit für die meisten gängigen Umweltmatrices. Darüber hinaus kann durch eine Anreicherung z. B. die absolute Nachweisgrenze weiter reduziert werden (Metzger et al., 2019). Gehrenkemper et al. (2021) konnten hier zeigen, dass bei der Verwendung der beiden Methoden AOF und EOF vergleichbare Ergebnisse erhalten werden und hier vor allem die Bestimmungsgrenzen und die Streuung unterschiedlich sind. Zur Bewertung der (öko-)toxikologischen Relevanz eines Befundes im Detail kann anschließend noch eine HPLC-MS/MS-Methode verwendet werden, die dann z. B. den Anteil der 12 in der DIN 38414 (DIN 38414-14, 2011) festgehaltenen Verbindungen quantifizieren kann.

Eine weitere Methode zur Bestimmung der PFAS Belastungssituation in einer Probe ist der TOP-Assay, bei dem Vorläuferverbindungen mit Hilfe von Hydroxylradikalen oxidiert werden und zu den persistenten Perfluorcarbonsäuren (siehe Kapitel 1.1, PFCA) transformiert werden. Diese Säuren können dann gemessen werden und aus der Differenz der Perfluoralkylsäurenkonzentration vor und nach dem TOP-Assay kann die Last an Vorläuferverbindungen abgeschätzt werden. Somit kann die PFAS Belastung viel genauer als mit „herkömmlicher“ PFAS-Einzelstoffanalytik dargestellt werden (Houtz & Sedlak, 2012). Diese Technik findet aber aktuell noch keine breite Anwendung in der Routineanalytik.

## 3.2 Analyseergebnisse

### 3.2.1 Textilien

Die Ergebnisse der EOF-Analyse (Methode: Kapitel 2.3 und 2.4) der 13 Textilproben sind in Tabelle 19 dargestellt.

Tabelle 19: EOF-Gehalt der untersuchten Textilproben.

Probe (Kurzbezeichnung)	EOF Gehalt [µg/kg]	Standardabweichung [µg/kg]	Probe (Bild)
WJ01	55	5	

Probe (Kurzbezeichnung)	EOF Gehalt [µg/kg]	Standardabweichung [µg/kg]	Probe (Bild)
WJ02	122	9	
WJ03	64	4	
WJ04	1163	100	
WJ05	109	5	
WJ06	163	14	
WJ07	37	4	
WJ08	295	12	
WJ09	54	5	
WJ10	31	3	
TO1	<LOD	<LOD	

Probe (Kurzbezeichnung)	EOF Gehalt [µg/kg]	Standardabweichung [µg/kg]	Probe (Bild)
TO2	195	15	
TE1	83	8	

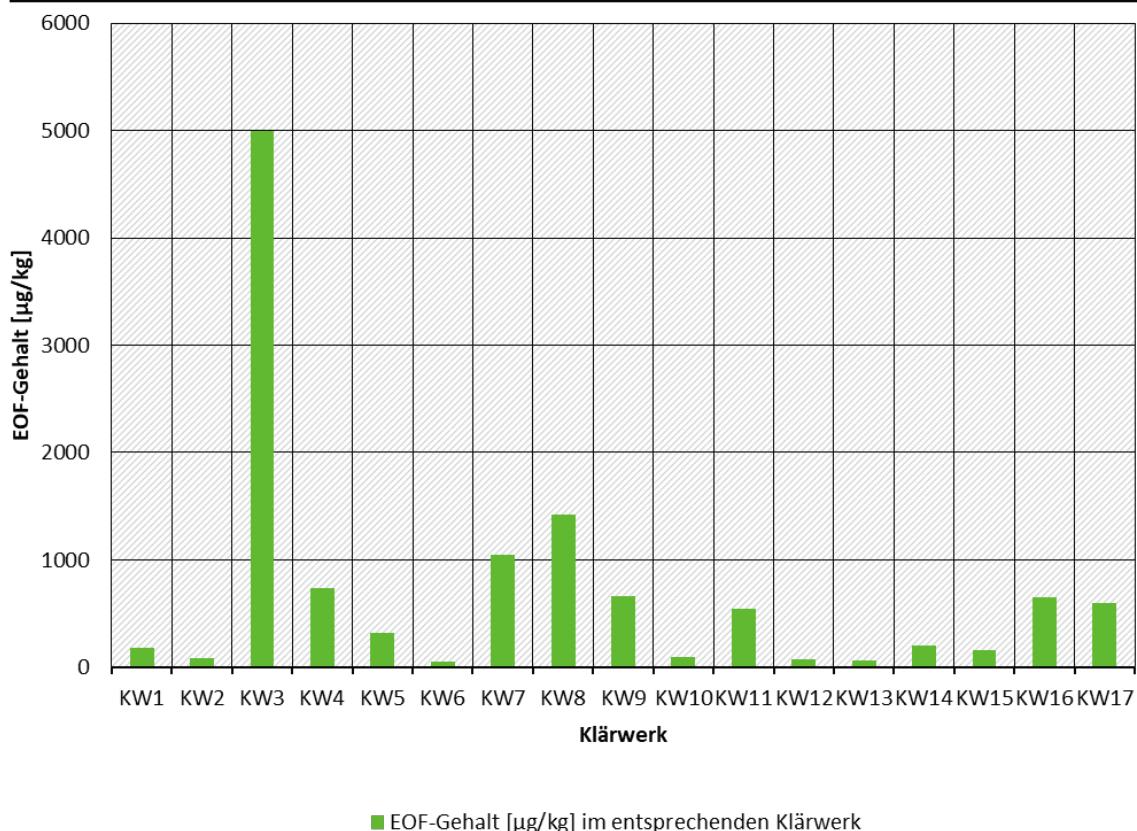
Quelle: Eigene Darstellung

Die aus diesen Analysen erhaltenen EOF-Gehalte zeigen, dass organische gebundenes Fluor in nahezu allen untersuchten Proben nachweisbar ist. Nur bei einer Probe (TO1, vgl. Tabelle 19) konnte mit der verwendeten Methode kein organisch gebundenes Fluor nachgewiesen werden. Bei den anderen untersuchten Proben zeigt sich eine starke Gehaltsschwankung (von ca. 50 µg/kg bis zu ca. 1000 µg/kg) zwischen den einzelnen untersuchten Proben.. Eine Ursache hierfür kann der unterschiedliche Zustand der untersuchten Proben sein. Es liegen keine weiteren Informationen zur Lebensdauer des Produktes und deren Behandlung vor, wie z.B. die Häufigkeit des Waschens oder die Anzahl der Nachimprägnationen. Entsprechend lässt sich nur die Aussage treffen, dass organisch gebundenes Fluor in dem Abfallstrom vorhanden ist. Mit bis zu 1 mg/kg organisch gebundenem Fluor bezogen auf einzelne Teile aus diesem Strom zeigt sich jedoch auch, dass diese Belastung nicht als vernachlässigbar angesehen werden kann.

### 3.2.2 Klärschlamm

Der untersuchte Klärschlamm entstammt aus verschiedenen kommunalen und industriellen Kläranlagen. Bei industriellen Kläranlagen wurde ein besonderes Augenmerk auf die vorgeschaltete Papierindustrie gelegt. Dementsprechend wurden Klärschlämme aus acht Kläranlagen (KW1-KW8) untersucht, die in direkter Verbindung mit der Papierindustrie stehen sowie neun weitere Klärschlämme (KW9-KW17) aus kommunalen Kläranlagen, bei denen bereits in der Vergangenheit erhöhte PFAS-Gehalte festgestellt wurden. Die Resultate aus den EOF-Messungen sind in Abbildung 13 dargestellt.

**Abbildung 13: Gemessene EOF-Gehalte in den untersuchten Klärschlammproben - KW1-KW8 entstammen aus Kläranlagen der Papierindustrie, die Proben KW9-KW17 entstammen aus kommunalen Kläranlagen.**



Quelle: Eigene Darstellung

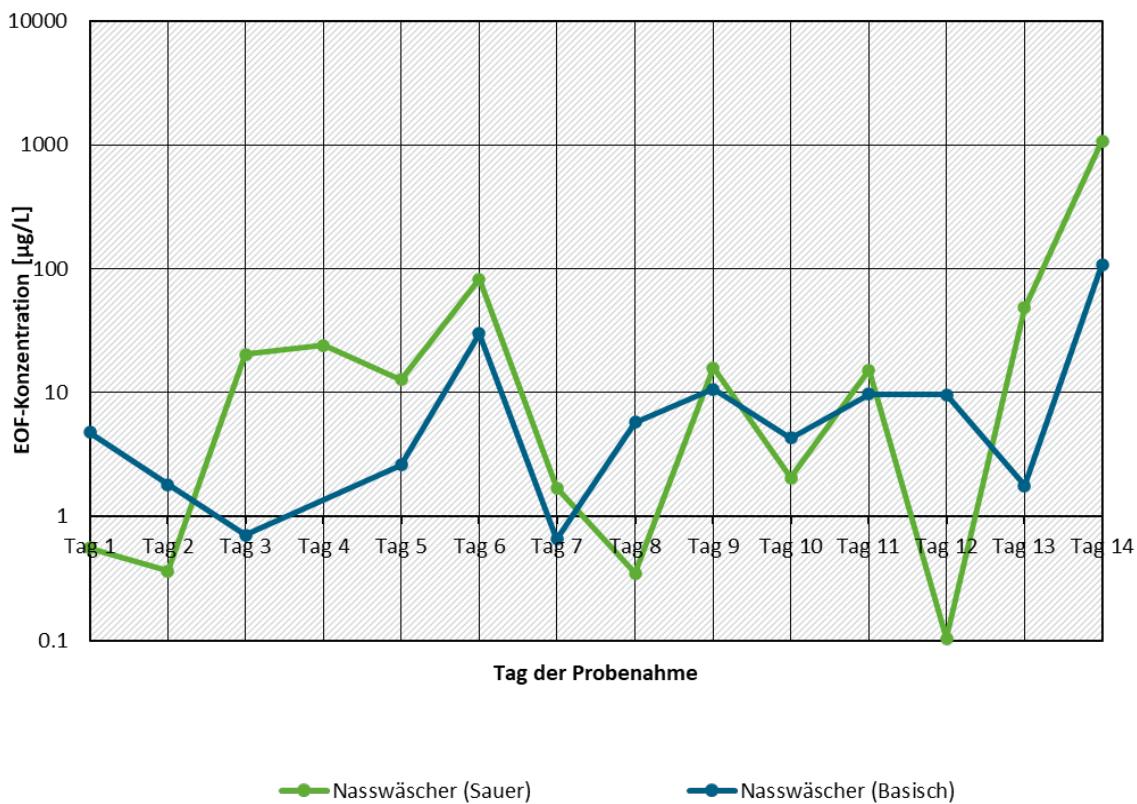
Bei bisherigen Untersuchungen zu PFAS in Klärschlamm wurden überwiegend Target-Substanzen untersucht (vor allem PFOS und PFOA), deren Massenfraktion über die Jahre stark zurückgegangen ist. Die hier durchgeföhrten Untersuchungen, die auf eine Gesamtbetrachtung in Bezug auf fluorierte Verbindungen abzielt, zeigt deutlich, dass in den untersuchten Klärschlamm ein teils deutlich erhöhter EOF-Gehalt festgestellt werden kann. Im Besonderen der untersuchte Klärschlamm aus KW3 (Industrielle Kläranlage) weist eine EOF-Belastung im Bereich von 5000 µg/kg auf. Aber auch in den kommunalen Kläranlagen lässt sich eine hohe EOF-Fracht (bis zu ca. 0,75 mg/kg) feststellen. Hier zeigt sich deutlich, dass die Erfassung einzelner Target-Substanzen zu einer Unterbewertung der Belastung führen kann und so eine Fehleinschätzung für eine Gefahrenbeurteilung möglich ist.

### 3.2.1 Waschlösungen einer thermischen Sonderabfallbehandlung

Die untersuchten wässrigen Lösungen stammen aus den Wäschern einer thermischen Sonderabfallbehandlungsanlage. Hierbei wurden über den Zeitraum von einem Monat insgesamt 14 Proben aus zwei Wäschern (basisch/sauer) entnommen. Das erhaltene EOF-Konzentrationsprofil für den Zeitraum von einem Monat ist in Abbildung 14 dargestellt.

**Abbildung 14: Gemessene EOF-Konzentrationen in Wäschern einer thermischen Sonderabfallbehandlungsanlage – die Proben wurden über einen Zeitraum von einem Monat genommen.**

**EOF Konzentration in den Nasswäschern einer Sondermüllverbrennungsanlage**



Quelle: Eigene Darstellung

Anhand der Daten aus Abbildung 14 kann der verbliebene organisch gebundene Fluorgehalt nach thermischen Abfallbehandlung in einer Zeitspanne 14 Tagen in den entsprechenden Wäschern verfolgt werden. Da nach der thermischen Behandlung eine Vielzahl von unbekannten Substanzen entstehen können wurde hier der organisch gebundene Fluorgehalt untersucht. Die Daten zeigen deutlich, dass es zu keinem vollständigen Umsatz der fluorierten Verbindungen während des Verbrennungsprozesses gekommen ist und diese sich in den Wäschern nachweisen lassen. Es ist jedoch kein deutlicher Trend zwischen den beiden Wäschern (sauer/basisch) zu erkennen. Es scheint eine starke Abhängigkeit von dem tagesabhängigen verwerteten Material zu dem gefundenen organisch gebundenen Fluor zu geben. Dies gibt ein Indiz dafür, dass die eingetragene PFAS-Menge sowie deren Art einen Einfluss auf die gefundenen Konzentrationen hat. So lässt sich an einzelnen Tagen eine höhere Konzentration im sauren Wäscher und an anderen in basischen Wäscher finden. Es zeigt sich jedoch auch hier, dass weitere Untersuchungen durchgeführt werden müssen. Besonders in der letzten Messung lassen sich Konzentrationen im Bereich zwischen 100 µg/L und 1 mg/L feststellen. Hier zeigt sich der Vorteil der EOF-Methode als schnelles Screening-Tool. Die so erhaltenen Daten müssen entsprechend mit Target-Messung untermauert werden, um hier eine Abschätzung über das Risiko treffen zu können, die von diesem Abfallstrom ausgeht. Dies wird auch durch Publikationen wie z.B. von Longendyke et al. gestützt (Longendyke et al., 2022), die unterstreichen, dass noch Forschungsbedarf besteht, um die Prozesse, die bei der thermischen Abfallverwertung auftreten, zu verstehen und hier geeignete Prozesse zu verwenden.

### 3.2.2 Papier

Zur Untersuchung der EOF-Belastung von Altpapier wurden zwei Fraktionen (grafische Papierfraktion/Verpackungspapierfraktion) aus einer Altpapiersortieranlage verwendet. Die Ergebnisse der EOF-Untersuchung sind in Tabelle 20 dargestellt.

**Tabelle 20:** EOF-Gehalt der untersuchten Papierproben.

Probe (Kurzbezeichnung)	EOF Gehalt [µg/kg]	Standardabweichung [µg/kg]	Probe (Bild)
Papier 1	132	9	
Papier 2	118	5	
Verpackungspapiere 1	239	27	

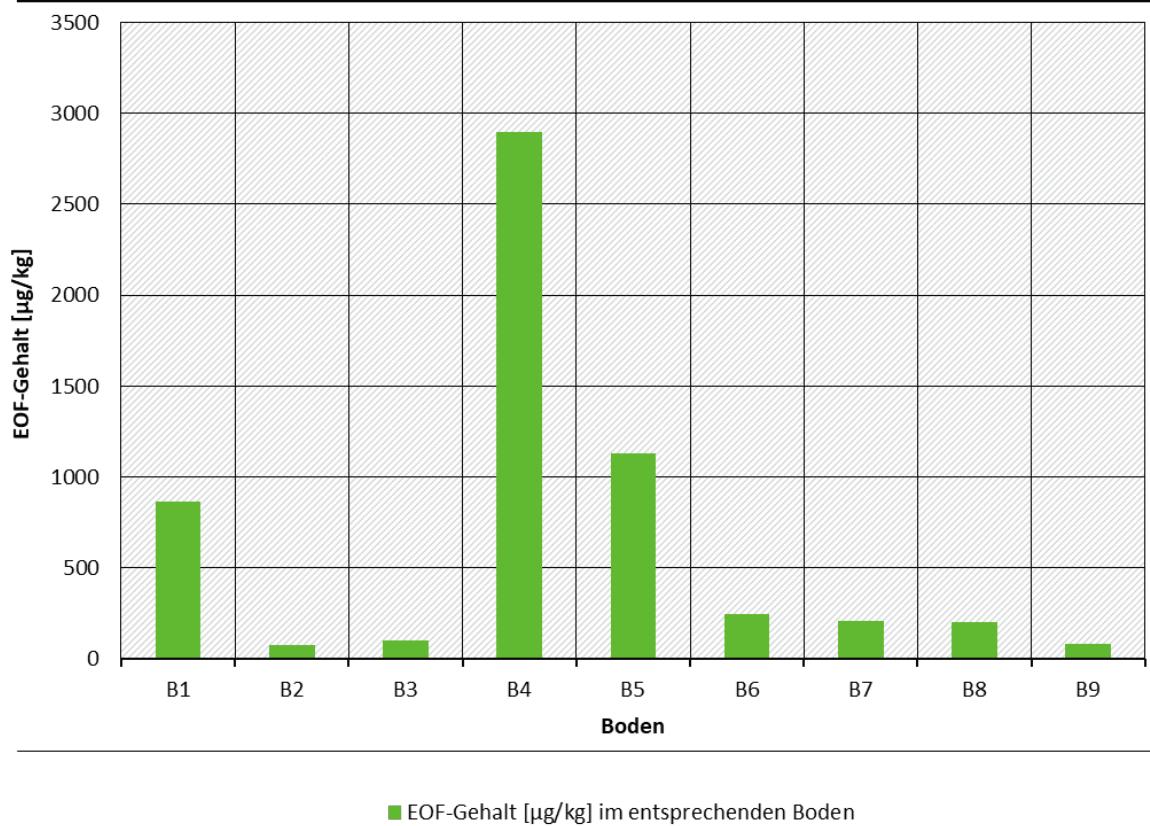
Quelle: Eigene Darstellung

Die EOF-Messungen für Papier zeigen, dass es scheinbar bei der gewählten Probenmenge für den verwendeten Tag keinen signifikanten Unterschied zwischen den beiden entnommenen Proben gibt. Es zeigt sich generell, dass die beiden zufällig genommenen Stichproben annähernd denselben EOF-Gehalt aufweisen, was für eine mittlere EOF-Belastung des Untersuchungstages spricht. Das untersuchte Verpackungspapier, weist einen höheren EOF-Wert als die Papierfraktion auf. Diese Daten müssen für eine Bewertung in Bezug auf (Öko-)toxikologie mittels Target-Methoden näher untersucht werden. Aber auch zeigt sich der Stellenwert, den Summenparameter einnehmen: Das EOF-Screening der Proben erlaubt es erhöhte Teilmengen zu identifizieren und somit nur einen Teil für die deutlich aufwändigeren Target-Methoden vorauszuwählen und dabei Kosten minimal zu halten.

### 3.2.3 Böden

Die in dieser Studie untersuchten Böden stammen aus verschiedenen Bundesländern und sind in den folgenden Kategorien eingeteilt: Vier Böden stammen aus einem Gebiet, in deren Umfeld eine Belastung bekannt ist (B1, B3, B4 und B5). Zwei Böden sind ohne bekannte Vorbelastung (B2 und B7). Zwei Böden wurden aus Deponien entnommen (B6 und B8). Ein Boden entstammt aus einer Bodenwäsche (B9). Die Daten aus den EOF-Messungen sind in Abbildung 15 dargestellt.

**Abbildung 15: Gemessene EOF-Gehalte in den untersuchten Böden.**



Quelle: Eigene Darstellung

Die vorbelasteten Böden zeigen eine EOF-Belastung von bis zu 3 mg/kg. Die restlichen Böden zeigen alle eine EOF-Belastung (< 0,25 mg/kg), die sich jedoch nicht so stark von ihrem Probenahmeort unterscheidet. Dies deutet darauf hin, dass ein messbarer Hintergrundwert von fluorinierten organischen Verbindungen besteht und hier eine weitere Betrachtung nötig ist – vor allem vor dem Hintergrund der Entsorgung und der Mengen des zu betrachtenden Bodens, die hierbei eine Rolle spielen.

### 3.2.4 Baumarktprodukte

Die gemessenen EOF-Gehalte der acht untersuchten Baumarktprodukte sind in Tabelle 21 zusammengefasst.

**Tabelle 21: EOF-Gehalt der untersuchten Baumarktprodukte.**

Probe (Kurzbezeichnung)	EOF Gehalt [µg/kg]	Standardabweichung [µg/kg]	Probe (Bild)
Dach-/Fassadenabdichtung	<LOD	<LOD	

Probe (Kurzbezeichnung)	EOF Gehalt [µg/kg]	Standardabweichung [µg/kg]	Probe (Bild)
Fassadenfarbe (Weiß)	173	14	
Fassadenschutz	107	17	
Dichtungsmasse	<LOD	<LOD	
Hybridlasur (Mahagoni)	51	3	
Universelle Dichtungsmasse	<LOD	<LOD	
Tiefengrund	81	7	
Volltonfarbe (rot)	60	48	

Quelle: Eigene Darstellung

Die erhaltenen Daten legen nahe, dass bei Dichtungsmaterialien auf den Einsatz von zusätzlichen fluorinierten Verbindungen verzichtet wird. Bei den anderen untersuchten Baumarktprodukten für den Außenbereich, die in flüssiger Darreichungsform angeboten werden, lässt sich ein recht konstanter EOF-Wert von ca. 100 µg/L feststellen. Mit Blick auf die eingesetzten Mengen legt dieses Ergebnis nahe, das die Alterung und die damit zu erwartende Freisetzung weiter untersucht werden muss. Insbesondere ist hier die Freisetzung in den Boden zu nennen und die ggf. erfolgende erhöhte Belastung des Grundwassers.

### 3.3 PFAS-Konzentrationen in ausgewählten Abfallfraktionen aus weiterer Literaturrecherche

Da aus den in diesem Projekt gemessenen Proben keine Messwerte für einzelne PFAS erhalten werden konnten, wurde eine weitere Literaturrecherche zu PFAS Messdaten in vier Abfallströmen durchgeführt. Die ausgewählten Abfallströme waren dabei Papier, Textilien, Böden und Klärschlämme. Für alle Abfallströme wurden PFAS-Literaturdaten mit Fokus auf deutschen Proben recherchiert, extrahiert und aus den erhaltenen Daten Mittel- und Medianwerte gebildet. (für Methodik siehe Kapitel 2.5 und 2.6). Die Ergebnisse sind in diesem Kapitel dargestellt. Bei der Betrachtung der Daten sollten jedoch einige generelle Einschränkungen beachtet werden.

Die größte Einschränkung entsteht aus der unterschiedlichen Anzahl an analysierten PFAS. Jede Studie legt einen anderen Fokus, wobei die meisten die C4-C10 Carbon- und Sulfonsäuren analysieren. Bei den Präkursoren sind die größten Unterschiede vorhanden. Manche Studien betrachten nur die PFCA und PFSA und messen keine Präkursoren, während andere Studien bis zu 40 individuelle Präkursoren gemessen haben. Generell gilt, wenn mehr Substanzen gemessen werden, werden mehr positive Treffer erhalten, wodurch höhere Konzentrationen gemessen werden, im Vergleich zu Studien, welche nur wenige Substanzen messen. Hierdurch kann der Eindruck entstehen, dass die PFAS-Konzentrationen niedriger sind, bei Studien, welche weniger PFAS gemessen haben. Dies ist insbesondere bei den Medianwerten erkennbar, da diese bei den Präkursoren öfters dem Wert „0“ entsprechen, weil sie bei vielen Studien nicht gemessen wurden.

Weiterhin sollte beachtet werden, dass, außer bei den Bodenproben, keine oder nur sehr wenige Hintergrundmessungen vorgenommen bzw. identifiziert wurden. In den meisten Fällen werden gezielt Verdachtsfälle analysiert, wodurch die meisten Messungen positive Treffer erzielen. Gleichzeitig gibt es PFAS-freie Produkte und Abfälle, welche jedoch meistens nicht beprobt und gemessen werden. Folglich kann davon ausgegangen werden, dass die identifizierten Werte höher sind als die real auftretenden Durchschnittswerte.

Zuletzt sollte noch erwähnt werden, dass für die Berechnung der  $\Sigma$ PFAS-Medianwerte der Median der  $\Sigma$ PFAS-Werte jeder Messung gebildet worden ist, anstatt eine Summe der Medianwerte der einzelnen PFAS-Gruppen (PFAS, PFCA, Präkursoren, PFPA) zu bilden. Dadurch ergeben sich abweichende Werte, was beispielweise bei den PFAS-Konzentrationen in den Textilien erkannt werden kann (siehe Tabelle 25).

Die folgenden PFAS in Tabelle 22 wurden im Rahmen der hier analysierten Studien mindestens einmal gemessen:

**Tabelle 22: In der Literaturrecherche gefundene PFAS-Verbindungen**

PFAS	Name (CAS)
<b>PFCA</b>	
TFAA	Trifluoressigsäure (76-05-1)
PFPrA	Perfluorpropansäure (422-64-0)
PFBA	Perfluorbutansäure (375-22-4)
PFPeA	Perfluorpentansäure (2706-90-3)
PFHxA	Perfluorhexansäure (307-24-4)
PFHpA	Perfluorheptansäure (375-85-9)

<b>PFAS</b>	<b>Name (CAS)</b>
PFOA	Perfluoroctansäure (335-67-1)
PFNA	Perfluorononansäure (375-95-1)
PFDA	Perfluordecansäure (335-76-2)
PFUnDA	Perfluorundecansäure (4234-23-5)
PFDoDA	Perfluordodecansäure (307-55-1)
PFTrDA	Perfluortridecansäure (72629-94-8)
PFTeDA	Perfluortetradecansäure (376-06-7)
PFHxDA	Perfluorhexadecansäure (67905-19-5)
PFODA	Perfluoroktadecansäure (16517-11-6)
<b>PFSAs</b>	
PFBS	Perfluorbutansulfonsäure (59933-66-3)
PFPS	Perfluorpentansulfonsäure (2706-91-4)
PFHxS	Perfluorhexansulfonsäure (355-46-4)
PFHpS	Perfluorheptansulfonsäure (375-92-8)
PFOS	Perfluoroctansulfonsäure (1763-23-1)
PFNS	Perfluorononansulfonsäure (68259-12-1)
PFDS	Perfluordecansulfonsäure (335-77-3)
PFUnDS	Perfluorundecansulfonsäure (749786-16-1)
PFDoDS	Perfluordodecansulfonsäure (79780-39-5)
PFTrDS	Perfluortridecansulfonsäure (791563-89-8)
<b>Präkursoren</b>	
4:2 FTS	4:2 Fluortelomersulfonsäure (757124-72-4)
6:2 FTS	6:2 Fluortelomersulfonsäure (27619-97-2)
8:2 FTS	8:2 Fluortelomersulfonsäure (39108-34-4)
6:2 PAP	Mono[2-(perfluorhexyl)ethyl] Phosphat (57678-01-1)
8:2 PAP	Perfluordecylphosphat (57678-03-2)
6:2 diPAP	6:2 Fluortelomerphosphatdiester (57677-95-9)
8:2 diPAP	8:2 Fluortelomerphosphatdiester (678-41-1)
6:2/8:2 diPAP	6:2/8:2 Fluortelomerphosphatdiester (943913-15-3)
8:2/10:2 diPAP	8:2/10:2 Fluortelomerphosphatdiester (1158182-60-5)
10:2 diPAP	10:2 Fluortelomerphosphatdiester (1895-26-7)

PFAS	Name (CAS)
diSAMPAP	di-substituierte Polyfluoralkylphosphatester von N-Ethyl- Perfluoroktansulfonamidoethanol (/)
SAmPAP	Perfluoroktansulfonamidoethanol-basierte Phosphatester (/)
4:2 FTOH	2-(Perfluorbutyl)ethylalkohol, 4:2 Fluortelomeralkohol (2043-47-2)
6:2 FTOH	2-(Perfluorhexyl)ethylalkohol, 6:2 Fluortelomeralkohol (647-42-7)
8:2 FTOH	2-(Perfluoroctyl)ethylalkohol, 8:2 Fluortelomeralkohol (678-39-7)
10:2 FTOH	2-(Perfluordecyl)ethylalkohol, 10:2 Fluortelomeralkohol (865-86-1)
5:3 FTCA	4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Undecafluoroctansäure (914637-49-3)
7:3 FTCA	2H,2H,3H,3H-Perfluordecanoic acid (812-70-4)
ADONA	Ammonium-2,2,3-trifluor-3-(1,1,2,2,3,3-hexafluor-3-(trifluormethoxy)propoxy)propanoat (958445-44-8)
H-DONA	Ammonium-2,2,3-trifluor-3-(1,1,2,2,3,3-hexafluor-3-(trifluormethoxy)propoxy)propanoat (958445-44-8)
PFOSA	Perfluorooctansulfonamid (754-91-6)
FOSAA	Perfluorooctansulfonamidoessigsäure (2806-24-8)
EtFOSAA	N-Ethylperfluorooctansulfonamidoessigsäure (2991-50-6)
N-MeFOSA	Heptadecafluor-N-methyloctansulfonamid (31506-32-8)
N-EtFOSA	Sulfluramid (4151-50-2)
N-MeFOSAA	N-Methylperfluor-1-octansulfonamidoessigsäure (2355-31-9)
N-EtFOSAA	N-Ethylperfluorooctansulfonamidoessigsäure (2991-50-6)
PFECHS	Perfluor-p-ethylcyclohexylsulfonic acid (646-83-3)
7H-PFH <sub>n</sub> A	7H-Perfluorheptansäure (1546-95-8)
9CI-PF3ONS	9-Chlorhexadecafluor-3-oxanonan-1-sulfonic acid (756426-58-1)
11CI-PF3OUdS	11-Chloreicosfluor-3-oxaundecan-1-sulfonic acid (763051-92-9)
HFPO-DA	Undecafluor-2-methyl-3-oxahexansäure (13252-13-6)
HPFH <sub>n</sub> A	7H-Dodecafluorheptansäure (1546-95-8)

PFAS	Name (CAS)
H2PFDA	2H,2H-Perfluordecansäure (27854-31-5)
H4PFUnDA	2H,2H,3H,3H-Perfluorundecansäure (34598-33-9)
PFPA	
Cl-PFHxPA	6-Chlorperfluorhexylphosphorsäure (-)

### 3.3.1 Textilien

Wie in Kapitel 3.1.3.2 dargestellt, werden PFAS häufig als Imprägnierungsmittel auf Textilien verwendet. Betroffen sind dabei vor allem Outdoortextilien wie Jacken, Mäntel und Handschuhe, sowie Teppiche und Fahrzeugsitze. Ebenfalls werden PFAS bei der Lederbehandlung eingesetzt. Für die folgenden Produkte in Tabelle 23 konnten aus fünf Studien PFAS Messwerte gefunden werden (Gremmel et al., 2016; Janousek, Lebertz, et al., 2019; Müller & Schlummer, 2011; Norwegian Environment Agency, 2021):

**Tabelle 23:** Anzahl an gefundenen Textilproben

Probe	Anzahl an individuellen Proben
Teppiche	17
Markisen und Schutzfolien	14
Handschuhe	4
Leder	14
Fahrzeugsitze (z.B. Autos, Boote, Busse)	8
Outdoormaterialien (z.B. Jacken, Mäntel, Hosen)	21
Arbeitskleidung	1
Textilien in maritimen Anwendungen	5
<b>Insgesamt</b>	<b>84</b>

Besonders hohe PFAS-Konzentrationen konnten dabei in Markisen (max. 4407 µg/kg ΣPFAS) (Janousek, Lebertz, et al., 2019) und in Outdoorjacken (max. 4687 µg/kg ΣPFAS) gefunden werden, welche von der Verwendung von Fluortelomeralkoholen stammen (Gremmel et al., 2016). Bei einigen Proben (9) wurden keine PFAS detektiert.

Bei Textilmessungen wird häufig die Einheit µg/m<sup>2</sup> verwendet, wodurch diese Werte in µg/kg umgerechnet werden mussten. Hierfür wurde mittels Internetrecherche typische Gewichte in kg/m<sup>2</sup> von den betroffenen Materialien (Teppiche, Fahrzeugsitze, Leder, Markisen, Handschuhe und Outdoorjacken) recherchiert und anschließend gemittelt. Die gemittelten Werte in Tabelle 24 wurden dann verwendet, um die PFAS-Konzentrationen von µg/m<sup>2</sup> in µg/kg umzurechnen.

**Tabelle 24:** Umrechnungsfaktoren für Textilproben welche in der Einheit  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  angegeben sind, um sie in  $\mu\text{g}/\text{kg}$  umzurechnen.

Textilart	Umrechnungsfaktor [ $\text{kg}/\text{m}^2$ ]
Teppiche	2,302
Markisen und Schutzfolien	0,322
Handschuhe	0,762
Leder	0,554
Fahrzeugsitze (z.B. Autos, Boote, Busse)	0,352
Outdoormaterialien (z.B. Jacken, Mäntel, Hosen)	0,238
Arbeitskleidung	-
Textilien in maritimen Anwendungen	-

Von allen PFAS-Werten wurden dann Mittel- und Medianwerte errechnet, welche in der folgenden Tabelle 25 dargestellt sind:

**Tabelle 25:** PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Textilproben. Alle Daten in  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

Substanz	Mittelwert	Median
$\Sigma\text{PFCA}$	87,56	8,36
$\Sigma\text{PFSA}$	20,65	0,00
$\Sigma\text{PFPA}$	0,00	0,00
$\Sigma\text{Präkursoren}$	280,70	3,46
$\Sigma\text{PFAS}$	<b>388,91</b>	<b>74,05</b>

Zu erkennen ist, dass der Medianwert signifikant niedriger ist als der Mittelwert, was daran liegt, dass die verschiedenen Studien verschiedene Schwerpunkte legen. Dies ist insbesondere bei den Präkursoren zu sehen, da manche Studien diese gar nicht messen, wodurch hierbei ein Wert von 0 angenommen wird und sich der Median entsprechend verschiebt.

Die hier gemittelten PFAS-Werte für die Textilien (Tabelle 25) stimmen gut mit den in dieser Studie gemessenen Textilien überein (siehe Kapitel 3.2.1). Die EOF-Gehalte der gemessenen Textilien liegen in einem Bereich von <LOD-1163  $\mu\text{g}/\text{kg}$ , mit den meisten Werten im hohen zweistelligen bis niedrigem dreistelligen  $\mu\text{g}/\text{kg}$ -Bereich.

In einem aktuellen Bericht von Wood, (2020) werden Konzentrationen von 0,025-0,05% für Leder (250-500 mg/kg), 0,03% für synthetische Teppiche (300 mg/kg) und 2-3% für Textilien und Möbel (20.000-30.000 mg/kg) angegeben. Die Konzentrationen liegen dabei oberhalb der hier ausgerechneten Konzentrationen in Tabelle 25, was daran liegen kann, dass die Konzentrationen von Wood (2020) auf den durchschnittlichen PFOS-Konzentrationen in Textilien aus UNEP (2017) basieren.

Ähnliche Konzentrationen werden ebenfalls im gesamt PFAS-Beschränkungsverfahrens angegeben. Diese schwanken zwischen <0,1% und 7% je nach Anwendung. Manche Anwendungen bestehen zu 100% aus PFAS wie z.B. PTFE Membranen (Annex XV, 2023a). Generell liegen auch hier die Konzentrationen höher als die ausgerechneten Werte in Tabelle 25, was daran liegen kann, dass das Beschränkungsverfahren alle PFAS umfasst (auch Polymere) und nicht nur die kurzkettigen Säuren und einige Vorläufer wie in diesem Vorhaben.

### 3.3.2 Klärschlamm

In Kläranlagen werden Abwässer behandelt; das behandelte Abwasser wird in Oberflächengewässer eingeleitet. Grundsätzlich ist zwischen kommunalen Kläranlagen, welche Abwässer aus Haushalten und Gewerbe bandeln, und industriellen Kläranlagen zu unterscheiden. Diese behandeln zumeist ausschließlich ihr eigenes im Industriebetrieb anfallendes Abwasser.. In manche kommunale Kläranlagen werden sowohl kommunale als auch industrielle Abwässer eingeleitet (Becker et al., 2008). Einige wenige industrielle Kläranlagen behandeln kommunale Abwässer mit. Bei industriellen Kläranlagen kann zwischen direkten und indirekten Einleitern unterschieden werden. Die meisten Kläranlagen sind Direkteinleiter, da sie das behandelte Abwasser direkt in die Oberflächengewässer einleiten. Indirekteinleiter sind z. B. Betriebe, die ihr Abwasser unbehandelt oder vorbehandelt in die öffentliche Kanalisation und somit in die kommunale Kläranlage einleiten. Ihr Abwasser wird also „indirekt“ in die Gewässer eingeleitet.

Zu den wichtigsten PFAS-Punktquellen gehören Abwässer aus Industrien, die PFAS herstellen oder in ihren Prozessen verwenden, wie etwa die Papier-, Textil-, Metallbeschichtungs- und Halbleiterindustrie (Mueller & Yingling, 2017). Da PFAS jedoch auch in einer Vielzahl von Konsumgütern und Haushaltsanwendungen verwendet werden, sind sie in vielen kommunalen Kläranlagen zu finden, z. B. durch das Auswaschen aus Textilien.

Da die primären und sekundären Abwasserreinigungsverfahren (biologische und mechanische Behandlung) nicht effizient genug sind, um PFAS aus dem Abwasser zu entfernen, reichern sich die meisten von ihnen im Klärschlamm an, insbesondere die langkettigen PFAS (W. Zhang et al., 2022). Analysen haben gezeigt, dass dies vor allem bei langkettigen PFAS der Fall ist, die aufgrund der hohen intermolekularen Kräfte zwischen den PFAS-Molekülen und den Feststoffpartikeln dazu neigen, sich im Klärschlamm anzureichern. Eine Studie von Stahl et al. 2018 verdeutlicht dieses Problem. In ihrer Studie machten langkettige PFAS 85,9 % und kurzkettige PFAS 14,1 % der Gesamtkonzentration im Klärschlamm aus, was zeigt, dass Klärschlamm als Senke für langkettige PFAS dienen kann (Stahl et al., 2018). Bei Ausbringung auf den Boden kann er dann ein Risiko für die terrestrische aber auch die aquatische Umwelt darstellen. Da sich nicht alle PFAS in der Klärschlammphase anreichern, finden sie sich auch noch im Ablauf der Kläranlagen (Campo et al., 2014; Coggan et al., 2019; Fuertes et al., 2017).

Um einen Überblick über die PFAS-Konzentrationen in deutschem Klärschlamm zu erhalten, wurde eine Vielzahl von Klärschlammproben aus der Literatur analysiert (siehe auch Kapitel 2.5).

Insgesamt wurden sechs Publikationen gefunden, welche PFAS in deutschen Klärschlämmen analysiert haben (Becker et al., 2008; Frömel et al., 2016; Sachsen-Anhalt, 2008; Stahl et al., 2018; Toshovski et al., 2020; Ulrich et al., 2016), darunter wissenschaftliche Artikel und Berichte von lokalen Regierungsbehörden. In diesen Studien wurde eine Vielzahl unterschiedlicher Kläranlagen untersucht, darunter kommunale Kläranlagen sowie Kläranlagen, die kommunale Abwässer und Abwässer aus lokalen Betrieben erhalten. Rein industrielle Kläranlagen wurden bei dieser Betrachtung ausgeschlossen, da diese ihre Klärschlämme meist nicht nach der Klärschlammverordnung verwerten können. Manche werden nach Bioabfallverordnung verwertet, jedoch wird

der Großteil der thermischen Abfallbehandlung zugeführt. Generell besitzen solche Anlagen höhere Schadstoffkonzentrationen (darunter auch PFAS) als die kommunalen Anlagen, insbesondere wenn sie zu Industrien, welche PFAS verwenden, zugeordnet werden können (z.B. Papier- oder Textilindustrie) (Frömel et al., 2016) (siehe auch Kapitel 3.2.2).

Insgesamt wurden 71 Einzelproben extrahiert. Auf der Grundlage der ermittelten Daten wurden die folgenden Mittel- und Medianwerte in Tabelle 26 berechnet.

**Tabelle 26: PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Klärschlammproben. Alle Daten in µg/kg.**

---

Substanz	Mittelwert	Median
ΣPFCA	18,03	16,60
ΣPFSA	48,80	31,30
ΣPFPA	0,00	0,00
ΣPräkursoren	0,36	0,00
<b>ΣPFAS</b>	<b>67,18</b>	<b>47,40</b>

Der höchste gemessene PFAS-Wert (417,8 µg/kg) stammt aus dem Klärschlamm einer kommunalen Kläranlage in Sachsen-Anhalt (Sachsen-Anhalt, 2008). Da in den meisten Studien keine Vorläufersubstanzen gemessen wurden (Wert von „0“) oder nur eine Substanz pro Probe identifiziert wurde, ist der Medianwert deutlich niedriger als der Mittelwert. Würden Messwerte von industriellen Klärschlämmen mitbetrachtet werden, kann davon ausgegangen werden, dass sich die PFAS-Konzentrationen erhöhen würden. Die hier, in Tabelle 26, errechneten PFAS-Mittel- und Medianwerte unterschätzen deshalb wahrscheinlich die realen Werte.

Eine Langzeitstudie (5 Jahre von 2008-2013) zeigte, dass die PFAS-Konzentrationen im Klärschlamm sowohl für regulierte als auch für nicht regulierte Stoffe insgesamt abnehmen (Ulrich et al., 2016). Es bleibt jedoch die Frage offen, ob der Grund dafür sein könnte, dass die Industrie die langkettigen PFAS durch kurzkettige PFAS ersetzt, die weniger dazu neigen, in die Schlammphase überzugehen. Die Ergebnisse dieser Studie sollten durch weitere Messungen bestätigt werden.

Die in Tabelle 26 errechneten PFAS-Mittel- und Medianwerte können mit den in dieser Studie gemessenen EOF-Werte in Kapitel 3.2.2 verglichen werden. Während in industriellen Kläranlagen EOF-Werte bis zu 5.000 µg/kg nachgewiesen werden konnten, liegen die PFAS-Konzentrationen aus den kommunalen Kläranlagen (KW 9-17) zumeist in einem Bereich unter 500 µg/kg (Mittelwert 338 µg/kg). Die errechneten Werte aus Tabelle 26 liegen somit leicht unterhalb dieser Werte.

Im Rahmen des gesamt-PFAS-Beschränkungsverfahrens wurden Massenströme und Konzentrationen für PFAS in Abfällen veröffentlicht. Dort werden die folgenden PFAS-Konzentrationen (Tabelle 27) in kommunalen und industriellen Klärschlämmen angegeben (Annex XV, 2023b):

**Tabelle 27: PFAS-Konzentrationen im Klärschlamm im PFAS-Beschränkungsdossier (Annex XV, 2023b). Alle Werte in µg/kg.**

---

Substanz	Mittelwert	Median
PFCA	51	2
PFSA	16	2

Substanz	Mittelwert	Median
PFPA	0,00	0,00
Präkursoren	47	35
$\Sigma$ PFAS	114	39

Erkennbar ist, dass sich die Werte in Tabelle 27 und Tabelle 26 sehr ähneln, was wahrscheinlich darauf schließen lässt, dass diese Werte die Realität relativ verlässlich widerspiegeln.

### 3.3.3 Papier

Wie in Kapitel 3.1.3.2 beschrieben werden PFAS in Papieren, insbesondere Lebensmittelkontaktpapieren (inklusive Verpackungen für Lebensmittel), eingesetzt, um dem Papier wasser- und fettabweisende Eigenschaften zu verleihen. Da Papiere in Deutschland zum Großteil recycelt werden (siehe Kapitel 3.4.3) können diese Substanzen jedoch auch in anderen Papieren vorkommen, wie z.B. Papier/Pappe-Verpackungen, welche nicht für den Lebensmittelkontakt bestimmt sind (Müller & Schlummer, 2011). Dies konnte auch durch die Analysen in diesem Vorhaben bestätigt werden, da EOF-Werte im Bereich von über 100 µg/kg nachgewiesen werden konnten (siehe Kapitel 3.2.2).

Generell ist der Begriff der Lebensmittelkontaktpapiere sehr weit gefasst. Hierzu gehören z.B. Burgerpapiere, Papiertüten beim Bäcker, Backpapier, Pappteller, Papierstrohhalme und Pizza-boxen jedoch auch Papier- und Pappeverpackungen von z.B. Tiefkühlware. Je nach Anwendung werden mehr oder weniger PFAS verwendet. So werden in Verpackungen meistens weniger PFAS eingesetzt als in Papierschüsseln, da diese besondere wasser- und fettabweisende Eigenschaften benötigen.

Solche Papiere (und andere Lebensmittelkontaktmaterialien) sind über die Verordnung EG Nr. 1935/2004 „über Materialien und Gegenstände, die dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen“ reguliert. Diese Verordnung ist gültig für „Materialien und Gegenstände [...] die als Fertigerzeugnis

- a) dazu bestimmt sind, mit Lebensmitteln in Berührung zu kommen, oder
- b) bereits mit Lebensmitteln in Berührung sind und dazu bestimmt sind, oder
- c) vernünftigerweise vorhersehen lassen, dass sie bei normaler oder vorhersehbarer Verwendung mit Lebensmitteln in Berührung kommen oder ihre Bestandteile an Lebensmittel abgeben.“

Diese Definition umfasst somit einen weiteren Bereich an möglichen Kontaktpapieren, von direkten Kontaktpapieren wie z.B. Burgerpapieren bis zu Papier- und Pappeverpackungen. Unter c) sind ebenfalls Geräte wie Kaffeemaschinen miteinbezogen, da diese während ihrer Verwendung in Kontakt mit Lebensmittel kommen.

Insgesamt konnten drei relevante Studien mit 47 individuellen Papierproben identifiziert werden (Kotthoff et al., 2015; Müller & Schlummer, 2011; Strakova et al., 2021). Alle Proben bis auf eine waren dabei Lebensmittelkontaktpapier. Die eine Probe ist eine Papierverpackung, welche nicht für Lebensmittel eingesetzt wurde. Alle identifizierten Proben sind in Tabelle 28 aufgelistet:

**Tabelle 28:** Anzahl und Art der gefundenen Papierproben

Probe	Anzahl an individuellen Proben
Backpapier/Sandwichpapier/Burgerpapier	21
Papierbackform	14
Papier- und Pappeverpackungen mit Lebensmittelkontakt	6
Papier- und Pappeverpackungen ohne Lebensmittelkontakt	1
Suppenschüsseln aus Zuckerrohr	2
Doughnuttüte/Bäckertüte	2
Pizzabox	1
<b>Insgesamt</b>	<b>47</b>

Es ergeben sich folgende Mittel- und Medianwerte in Tabelle 29:

**Tabelle 29:** PFAS-Mittel- und Medianwerte in den gefundenen Papierproben. Alle Daten in µg/kg.

Substanz	Mittelwert	Median
ΣPFCA	155,87	0,60
ΣPFSA	1,48	0,70
ΣPFPA	0,00	0,00
ΣPräkursoren	116,47	0,00
<b>ΣPFAS</b>	<b>273,81</b>	<b>10,40</b>

Der höchste PFAS-Wert wurde in einer Papierschüssel für Suppen gemessen (3437 µg/kg) (Strakova et al., 2021), welcher, ähnlich zu den Textilien, von der Verwendung von Fluortelomeralkoholen stammt. Dies ist zu erwarten, da solche Schüsseln eine besonders hohe Wasser- und Fettresistenz benötigen im Gegensatz zu beispielsweise Pappeverpackungen für Tiefkühlware. Auch bei diesen Werten ist der Median signifikant niedriger als der Mittelwert, da einige Studien keine (oder nur wenige) Präkursoren gemessen haben und oftmals nur eine Substanz pro Probe identifiziert werden konnte.

Die in Tabelle 29 errechneten PFAS-Werte können mit den EOF-Werten der Papiermessungen in Kapitel 3.2.2 verglichen werden. Es sollte erwähnt werden, dass die Vergleichbarkeit der Messdaten nicht direkt gegeben ist, da die meisten Papiere, die in diesem Kapitel betrachtet wurden, Lebensmittelkontaktpapiere sind, während die EOF-Messungen an Altpapieren aus der Altpapierersammlung vorgenommen wurden. Dennoch ähneln sich die Werte stark. Die errechneten PFAS-Konzentrationen aus Tabelle 29 liegen bei ~274 µg/kg, während die EOF-Werte des Altpapier- und Altkartonagenmessungen zwischen 118-239 µg/kg liegen (siehe Tabelle 20).

Im Rahmen des gesamt-PFAS-Beschränkungsverfahrens werden Fluorkonzentration in Lebensmittelkontaktpapiern von 537 mg/kg (Mittelwert) und 1.200 mg/kg (Maximum) angegeben.

Diese Werte beziehen sich nur auf das Fluor, jedoch bestehen PFAS-Moleküle auch noch aus anderen Atomen wie z.B. Kohlenstoff und Sauerstoff. Die Ersteller des Dossiers haben deshalb angenommen, dass das Fluor ca. 50% des Gesamtgewichtes der PFAS-Moleküle ausmacht (vgl. PFHxA ~66% Fluoranteil und Seitenkettenfluorierte PFAS ~12,8% Fluoranteil) (Annex XV, 2023a). Somit ergeben sich PFAS-Konzentrationen von 1.074 mg/kg (Mittelwert) und 2.400 mg/kg (Maximum) in Lebensmittelkontaktpapieren. Diese Werte sind bedeutend höher als die in Tabelle 29 errechneten Werte, was daran liegen kann, dass im Beschränkungsdossier alle PFAS mitbetrachtet werden (Säuren, Polymere, Seitenkettenfluorierte Polymere etc.), während hier nur die kurzkettigen Säuren sowie einige Vorläufer betrachtet werden.

### 3.3.4 Böden

In Böden werden PFAS in den meisten Fällen nicht absichtlich eingesetzt, jedoch finden sie auch Anwendung in z.B. Pflanzenschutzmitteln (Europäische Kommission, 2020). In den meisten Fällen treten PFAS jedoch nur als Verunreinigung in Böden auf. PFAS können beispielsweise durch das Aufbringen von PFAS-kontaminierten Klärschlammern oder Papierabfällen in den Boden gelangen. Dies ist höchstwahrscheinlich bis 2008 im Landkreis Rastatt passiert, was zu schwerwiegenden Konsequenzen für Mensch, Umwelt und die Wasserversorgung geführt hat (Rastatt, 2022a). Als Konsequenz muss in dieser Region das Trinkwasser aufbereitet werden. Ein ähnlicher Fall kann in Gendorf gefunden werden. Hier wurde durch die Herstellung von PFOA und Fluoropolymeren und den damit verbundenen Emissionen u.a. in die Luft und anschließende Deposition auf den Böden der Umgebung die Umgebung mit PFAS belastet (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2020).

Weiterhin können PFAS bei ihrer Produktion oder bei der Produktion von PFAS-haltigen Produkten emittiert werden und sie wurden ebenfalls im Sickerwasser von Deponien gefunden (Busch et al., 2010). In der Natur können die PFAS dann z.B. durch trockene Deposition und durch Niederschlag in die Böden gelangen. Dort sind PFAS persistent und reichern sich dadurch an, jedoch können sie auch ins Grundwasser ausgewaschen werden. Vom Boden aus können PFAS dann durch Pflanzen und schlussendlich von Tieren und Menschen aufgenommen werden.

Der Bodendatensatz umfasst bei Weitem die meisten Proben in diesem Vorhaben mit ~8.000 individuellen Messungen. Daten wurden dabei aus vier wissenschaftlichen Publikationen (Felizeter et al., 2020; Göckener et al., 2021; Janda et al., 2019; Kotthoff et al., 2020), zwei Länderberichten (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011; LUBW, 2016) und der Umweltpolenbank extrahiert (Umweltpolenbank, 2022). Die Proben der Umweltpolenbank werden immer an denselben Standorten genommen und decken sowohl städtische Standorte als auch Ackerböden und Wälder ab. Die Länderberichte fokussieren sich auf Böden aus dem jeweiligen Bundesland. Die Umweltpolenbank umfasst dabei 27 Einzelproben und aus den Berichten und Publikationen konnten die Daten von 109 Proben extrahiert werden. Dabei werden sowohl Stadt-, Wald- und Ackerböden als auch Komposterde betrachtet.

Die Daten vom Landratsamt Rastatt umfassen die meisten Daten mit ~8.000 individuellen Messungen (Rastatt, 2022b). Dabei wurden ca. 3.000 Feststoffmessungen und ca. 5.000 Eluatmessungen vorgenommen. Die meisten Proben wurden bei Verdachtsfällen genommen, jedoch wurden auch einige Hintergrundmessungen vorgenommen. Es stellte sich heraus, dass viele von den Verdachtsfällen nicht mit PFAS-kontaminiert sind, womit diese Messungen unter dem Detektionslimit liegen. Der LOD lag bei diesen Messungen bei 1 µg/kg.

Die Eluatmessungen der Proben aus Rastatt sind 2:1 Schüttel eluate. Das heißt, dass auf ein Kilogramm Boden zwei Liter Wasser gegeben wird und das Gemisch dann geschüttelt wird. Dabei lösen sich die PFAS vom Feststoff und gehen in die Flüssigphase über. Die Tendenz in Lösung zu

gehen ist dabei höher, je kürzer das Molekül ist und je mehr Ladungen es besitzt. Da die Messungen der Eluate in µg/L angegeben sind, wurde ein Umrechnungsfaktor von 2L/kg angewendet, um alle Messwerte in µg/kg zu überführen. Es wird dabei für dieses Projekt angenommen, dass alle PFAS in die Flüssigphase übergehen. In der Realität können insbesondere die kürzerkettigen PFAS ausgewaschen werden, wohingegen die längerkettigen PFAS an den Oberflächen von Partikeln haften bleiben. Daher ist der hier gewählte Ansatz mit einer gewissen Unsicherheit verbunden.

Es sollte erwähnt werden, dass die PFAS sich meistens in den oberen Schichten der Böden anreichern, da sie mit zunehmender Kettenlänge stärker an Feststoffe binden. Generell gilt, je tiefer die Bodenproben genommen werden, desto geringer sind auch die PFAS-Konzentrationen, wobei die längerkettigen PFAS ( $\geq C8$ ) eher im oberen Teil und kürzerkettige PFAS ( $\leq C7$ ) eher im tieferen Teil der Böden gefunden werden können (z.B. durch diffuse Einträge) (Bayerisches Landesamt für Umwelt, 2011; Brusseau et al., 2020). Bei älteren Schadensfällen können die PFAS Konzentrationen in den tieferen Bodenschichten auch höher sein als in den oberen, da die PFAS mit der Zeit durch den Regen in tiefere Bodenebenen und schlussendlich in das Grundwasser ausgewaschen werden. Bei konkreten Emissionsfällen (z.B. durch Löschschaum) kann das PFAS-Profil auch gänzlich anders sein und nur spezifische PFAS aufweisen. Da im weiteren Vorhaben keine spezifischen Abfalldaten in Abhängigkeit der Bodentiefe identifiziert werden konnten, wird die Tiefe nicht weiter betrachtet und alle PFAS-Proben erhalten dieselbe Gewichtung.

Die Daten aus Rastatt haben, aufgrund der Menge an Daten, dabei die größte Wichtigkeit und spiegeln somit nicht unbedingt den Zustand in anderen Regionen Deutschlands wider. Es wurden insgesamt drei verschiedene Mittel- und Medianwerte errechnet. Die erste Berechnung in Tabelle 30 umfasst alle Werte aus den Berichten, den wissenschaftlichen Studien und der Umweltprobenbank, sowie den Feststoffproben aus dem Landkreis Rastatt. Die zweite Berechnung in Tabelle 31 umfasst wiederum alle Werte der Publikationen und der Umweltprobenbank, sowie die Eluatproben aus dem Landkreis Rastatt. Die letzte Berechnung in Tabelle 32 umfasst alle Werte.

**Tabelle 30:** PFAS-Mittel- und Medianwerte in den identifizierten Bodenproben. Eluatproben aus Rastatt wurden nicht mit einbezogen. Alle Daten in µg/kg.

Substanz	Mittelwert	Median
$\Sigma$ PFCA	25,80	0,00
$\Sigma$ PFSA	8,19	0,00
$\Sigma$ PFPA	0,00*	0,00
$\Sigma$ Präkursoren	5,72	0,00
$\Sigma$ PFAS	<b>39,71</b>	<b>0,00</b>

\* Die Konzentration für PFPA ist hier nicht null, jedoch statistisch gesehen irrelevant

In vielen der Verdachtsfälle lagen die PFAS-Konzentrationen (Tabelle 30) unter dem LOD, wodurch der Median auch einen Wert von Null aufweist.

**Tabelle 31:** PFAS-Mittel- und Medianwerte in den identifizierten Bodenproben. Feststoffproben aus Rastatt wurden nicht miteinbezogen. Alle Daten in µg/kg.

Substanz	Mittelwert	Median
$\Sigma$ PFCA	3,71	0,20

Substanz	Mittelwert	Median
$\Sigma$ PFSA	0,73	0,03
$\Sigma$ PFPA	0,00	0,00
$\Sigma$ Präkursoren	0,03	0,00
$\Sigma$ PFAS	<b>4,47</b>	<b>0,27</b>

Bei den Eluatproben in Tabelle 31 liegen die Durchschnittlichen PFAS-Konzentrationen deutlich niedriger als bei den Feststoffproben, was darauf zurückgeführt werden kann, dass nicht alle PFAS in die wässrige Phase übergegangen sind. Jedoch konnten in mehr Proben PFAS nachgewiesen werden, da der LOD niedriger ist als bei den Feststoffproben, wodurch sich beim Median Werte >0 ergeben.

**Tabelle 32:** PFAS-Mittel- und Medianwerte in den identifizierten Bodenproben. Alle Proben aus Rastatt wurden miteinbezogen. Alle Daten in  $\mu\text{g}/\text{kg}$ .

Substanz	Mittelwert	Median
$\Sigma$ PFCA	11,90	0,14
$\Sigma$ PFSA	3,50	0,00
$\Sigma$ PFPA	0,00 <sup>1</sup>	0,00
$\Sigma$ Präkursoren	2,14	0,00
$\Sigma$ PFAS	<b>17,53</b>	<b>0,21</b>

<sup>1</sup> Die Konzentration für PFPA ist hier nicht null, jedoch statistisch gesehen irrelevant

Die Mittel- und Medianwerte über alle Messwerte in Tabelle 32 liegen erwartungsgemäß zwischen den Werten in Tabelle 30 und Tabelle 31. Da bei vielen Messwerten keine PFAS detektiert werden konnten, sind viele der Medianwerte ebenfalls null. Da der größte Teil der Daten aus dem Landkreis Rastatt stammt, sind diese Daten nicht zwangsläufig repräsentativ für ganz Deutschland.

Zusätzlich konnten Vergleichswerte aus Nordrhein-Westfalen erhalten werden. In unbelasteten Ackerböden konnten  $\Sigma$  PFAS-Werte von bis zu  $\sim 7,6 \mu\text{g}/\text{kg}$  nachgewiesen werden. Die meisten Werte lagen jedoch unterhalb von  $1 \mu\text{g}/\text{kg}$ . Diese Konzentrationen setzen sich größtenteils aus PFOS, PFOA und PFBA zusammen. In Oberböden konnten dabei höhere Konzentrationen gemessen werden als in Unterböden. In punktuell belasteten Böden konnten Konzentrationen zwischen wenigen  $\mu\text{g}/\text{kg}$  bis zu über  $10.000 \mu\text{g}/\text{kg}$  nachgewiesen werden (LANUV, 2022b). Der errechnete Mittelwert von  $\sim 20 \mu\text{g}/\text{kg}$  in Tabelle 32 stimmt gut mit diesen Werten überein, wenn bedacht wird, dass dieser Wert sowohl belastete und unbelastete Böden beinhaltet.

Zuletzt können die hier errechneten PFAS-Konzentrationen in Tabelle 32 mit den gemessenen EOF-Werten verglichen werden (Abbildung 15). Es wird angenommen, dass die EOF-Werte sich nur aus PFAS zusammensetzen. In den gemessenen Böden konnten EOF-Werte von bis zu  $3 \text{ mg}/\text{kg}$  nachgewiesen werden ( $1.249 \mu\text{g}/\text{kg}$  Mittelwert). In den unbelasteten Böden schwanken die EOF-Werte zwischen  $73\text{--}209 \mu\text{g}/\text{kg}$  und liegen somit höher als die in Tabelle 32 errechneten Werte.

## 3.4 Abfalldaten und Materialflüsse von PFAS in ausgewählten Abfallströmen

Dieses Kapitel stellt die gefundenen Abfalldaten für jeden Abfallstrom und sich daraus ergebenen PFAS-Massenfluss dar. Die Methodik ist in Kapitel 2.7 beschrieben.

### 3.4.1 Textilien

#### 3.4.1.1 Abfalldaten

Textilien stellen einen komplexen Abfallstrom dar, da diese einen großen Anwendungsbereich haben. Ein großer Anteil der verwendeten Textilien wird in Kleidung verwendet, welche separat in Altkleidercontainern gesammelt werden (im Vergleich zu Textilien wie Teppichen, Autositzbezügen, Gardinen etc. siehe weiter unten). Für diese Daten wurde ein Statistikbericht vom Bundesverband Sekundärrohstoffe und Entsorgung e.V. verwendet, welcher Daten von 2018 berichtet (BVSE, 2020). Tabelle 33 stellt die gefundenen Daten dar.

**Tabelle 33: Abfalldaten zu separat gesammelten Altkleidern in 2018 aus (BVSE, 2020). Alle Daten in Tonnen.**

Aufkommen	Wiederverwendung [62%]	Weiterverwendung (Putzlappen) [14%]	Verwertung (Recycling) (stoffliche Verwertung) [12%]	Verwertung (EBS/thermisch) [8%]	Abfälle zu Be seitigung [4%]
1.271.242	788.170	177.974	152.549	101.699	50.850

Weiterhin werden Textilien als Heimtextilien, Arbeitskleidung und in Fahrzeugen verwendet. Heimtextilien (wie z.B. Teppiche und Decken) werden dabei oft im Hausmüll entsorgt, genauso wie manche Alttextilien wie z.B. Schuhe und Putzlappen. Laut Dornbusch et al. (2020) bestehen ca. 3,5% des Hausmülls aus Textilien, was einer jährlichen Gesamtmenge an ca. 370.000 t entspricht. Diese Menge setzt sich aus ~40% Bekleidung und ~60% sonstigen Textilien (Gardinen, Handtücher, Bettwäsche etc.) zusammen. Die so entsorgten Textilien haben meistens eine schlechte Qualität und können deshalb nur gering weitergenutzt werden. Es wird für das weitere Vorgehen angenommen, dass diese Textilien thermisch behandelt werden.

Zuletzt wird in diesem Bericht noch der Abfallstrom der Textilien betrachtet welcher unter dem EWC-Code 07.6 bzw. dem CN-Code W076 separat gesammelt wird. Ersterer wird bei Destatis angegeben und Zweiterer bei Eurostat. Beide bestehen unter anderem aus industriellen Abfällen aus Faserproduktionen, Altkleidern, Textilverpackungen und Lederabfällen, jedoch unterscheidet sich die Definition der beiden Ströme in der genauen Formulierung. Aufgrund der Ähnlichen Abfälle, Tonnagen und fast identischen Nummern, wird jedoch angenommen, dass es sich hierbei um denselben Abfallstrom handelt. Die Eurostat-Daten beinhalten zusätzlich Daten zur Behandlung dieser Abfälle, weshalb diese im weiteren Vorhaben verwendet werden (Eurostat, 2022). Die Daten vom Statistischen Bundesamt zeigen nur die Herkunft der Abfälle, jedoch nicht die Behandlung. Tabelle 34 stellt die gefundenen Eurostat-Daten dar.

**Tabelle 34: Abfalldaten zu separat gesammelten Alttextilien in 2018 (CN-Code W076). Alle Daten in Tonnen.**

Abfall gesamt	Entsorgung – Deponierung, Verbrennung und andere (D1-D12)	Verwertung – energetische Verwertung (R1)	Verwertung - Recycling	Verwertung - Verfüllung
312.433	0	81.649	227.976	0

### 3.4.1.2 Materialfluss

Für die Materialflüsse der PFAS wurden die Mittelwert- und Mediakkonzentrationen aus Kapitel 3.1.1 mit den Abfallmengen multipliziert. Daraus ergeben sich folgende Massenströme in Tabelle 35 und Tabelle 36 für die jeweiligen PFAS-Gruppen und individuellen Textilströme:

**Tabelle 35: PFAS-Materialflüsse in separat gesammelten Altkleidern in 2018. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.**

Substanz	Aufkommen [t]	Wiederverwendung [62%] [t]	Weiterverwendung (Putzlappen) [14%] [t]	Verwertung (Recycling) (stoffliche Verwertung) [12%] [t]	Verwertung (EBS/thermisch) [8%] [t]	Abfälle zu Beseitigung [4%] [t]
	1.271.242	788.170	177.974	152.549	101.699	50.850
<b>PFAS-Mengen aus Mittelwert [kg]</b>						
ΣPFCA	111,32	69,02	15,58	13,36	8,91	4,45
ΣPFSA	26,25	16,28	3,68	3,15	2,10	1,05
ΣPFPA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPräkursorsoren	356,83	221,24	49,96	42,82	28,55	14,27
<b>ΣPFAS</b>	<b>494,40</b>	<b>306,53</b>	<b>69,22</b>	<b>59,33</b>	<b>39,55</b>	<b>19,78</b>
<b>PFAS-Mengen aus Median [kg]</b>						
ΣPFCA	10,63	6,59	1,49	1,28	0,85	0,43
ΣPFSA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPFPA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPräkursorsoren	4,40	2,73	0,62	0,53	0,35	0,18
<b>ΣPFAS</b>	<b>94,14</b>	<b>58,37</b>	<b>13,18</b>	<b>11,30</b>	<b>7,53</b>	<b>3,77</b>

**Tabelle 36:** PFAS-Materialflüsse in separat gesammelten Alttextilien in 2018 (CN-Code W076). Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.

Substanz	Abfall gesamt [t]	Entsorgung – Deponierung, Verbrennung und andere (D1-D12) [t]	Verwertung – energetische Verwertung (R1) [t]	Verwertung - Recycling [t]
	312.433	0	81.649	227.976
<b>PFAS-Mengen aus Mittelwert [kg]</b>				
$\Sigma$ PFCA	27,36	0	7,15	19,96
$\Sigma$ PFSA	6,45	0	1,69	4,71
$\Sigma$ PFPA	0,00	0	0,00	0,00
$\Sigma$ Präkusoren	87,70	0	22,92	63,99
$\Sigma$ PFAS	<b>121,51</b>	<b>0</b>	<b>31,75</b>	<b>88,66</b>
<b>PFAS-Mengen aus Median [kg]</b>				
$\Sigma$ PFCA	2,61	0	0,68	1,91
$\Sigma$ PFSA	0,00	0	0,00	0,00
$\Sigma$ PFPA	0,00	0	0,00	0,00
$\Sigma$ Präkusoren	1,08	0	0,28	0,79
$\Sigma$ PFAS	<b>23,14</b>	<b>0</b>	<b>6,05</b>	<b>16,88</b>

Zusätzlich kommen die 370.000 t an Textilien aus dem Hausmüll, von denen angenommen wird, dass sie vollständig verbrannt werden. Die PFAS-Mengen ergeben sich wie in der folgenden Tabelle 37:

**Tabelle 37:** PFAS-Materialflüsse zu Abfalldaten zu separat gesammelten Alttextilien in 2018 (CN-Code W076). Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.

Substanz	Textilabfall im Hausmüll [t]
	370.000
<b>PFAS-Mengen aus Mittelwert [kg]</b>	
$\Sigma$ PFCA	27,36
$\Sigma$ PFSA	6,45
$\Sigma$ PFPA	0,00

Substanz	Textilabfall im Hausmüll [t]
$\Sigma$ Präkursoren	87,70
$\Sigma$ PFAS	<b>121,51</b>
<b>PFAS-Mengen aus Median [kg]</b>	
$\Sigma$ PFCA	2,61
$\Sigma$ PFSA	0,00
$\Sigma$ PFPA	0,00
$\Sigma$ Präkursoren	1,08
$\Sigma$ PFAS	<b>23,14</b>

Insgesamt ergibt sich daraus folgende Massenflüsse in Tabelle 38 (aufgeteilt in Wiederverwendung/Recycling, energetische Verwertung und sonstige Entsorgung):

**Tabelle 38:** PFAS-Materialflüsse in Textilien gesamt in 2018. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkursoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.

Substanz	Textilabfall gesamt [t]	Recycling (69%) [t]	Thermische Behandlung (28,4%) [t]	Sonstige Entsorgung (2,6%) [t]
	1.950.867	1.346.669	553.348	50.850
<b>PFAS-Mengen aus Mittelwert [kg]</b>				
$\Sigma$ PFCA	170,83	117,92	48,45	4,45
$\Sigma$ PFSA	40,29	27,81	11,43	1,05
$\Sigma$ PFPA	0,00	0,00	0,00	0,00
$\Sigma$ Präkursoren	547,60	378,00	155,32	14,27
$\Sigma$ PFAS	<b>758,71</b>	<b>523,74</b>	<b>215,20</b>	<b>19,78</b>
<b>PFAS-Mengen aus Median [kg]</b>				
$\Sigma$ PFCA	16,31	11,26	4,63	0,43
$\Sigma$ PFSA	0,00	0,00	0,00	0,00
$\Sigma$ PFPA	0,00	0,00	0,00	0,00
$\Sigma$ Präkursoren	6,76	4,67	1,92	0,18
$\Sigma$ PFAS	<b>144,47</b>	<b>99,73</b>	<b>40,98</b>	<b>3,77</b>

Somit ergibt sich eine gesamte PFAS-Fracht von ~760 kg bzw. ~145 kg (Tabelle 38), je nachdem ob der Mittelwert oder Median betrachtet wird. Davon werden 69% recycelt oder anderweitig wiederverwendet (524 kg bzw. 100 kg), wobei angenommen wird, dass die PFAS nicht zerstört

werden. Ca. 28% der Textilien werden energetisch verwertet, wobei die PFAS zum Großteil zerstört werden. Die restlichen ca. 3% werden anderweitig entsorgt (z.B. Deponierung).

Es sollte hierbei erwähnt werden, dass bei dieser Rechnung angenommen wird, dass alle im Abfallstrom befindlichen Textilien PFAS enthalten, was in der Realität nicht der Fall ist. Die tatsächliche PFAS-Fracht wird wahrscheinlich niedriger sein. Generell wird angenommen, dass der Mittelwert die Fracht überschätzt, da Ausreißer mit hohen Konzentrationen den Mittelwert stark beeinflussen. Der Median unterschätzt wahrscheinlich die PFAS-Fracht, da beispielsweise die Sulfonsäuren nicht mitbetrachtet werden. Diese weisen, aufgrund von vielen Messungen, in denen sie nicht detektiert bzw. gemessen wurden, beim Median einen Wert von 0 µg/kg auf.

### 3.4.2 Klärschlamm

#### 3.4.2.1 Abfalldaten

Statistische Daten von Destatis, 2020a zeigen, dass der größte Teil des Klärschlamms aus kommunalen Kläranlagen in Deutschland durch thermische Behandlung, ein weiterer Teil durch bodenbezogene Verwertung entsorgt wird. 77 % der gesamten Klärschlammmenge wurden durch thermische Behandlung (z.B. durch thermische Abfallbehandlung in Mono- und Mitverbrennungsanlagen) entsorgt, während 22 % durch Aufbringung in der Landwirtschaft und im Landschaftsbau verwertet wurden. Die Daten können in Tabelle 39 gefunden werden.

**Tabelle 39:** Klärschlammertsorgung aus der öffentlichen Abwasserbehandlung in 2020 (Destatis, 2020a). Alle Werte in Tonnen.

Direkte Klärschlammertsorgung insgesamt	Davon									
	Zusammen	Stoffliche Verwertung			Thermische Entsorgung					Sonstige direkte Entsorgung
		In der Landwirtschaft	Bei landschaftsbaulichen Maßnahmen	Sonstige stoffliche Verwertung	Zusammen	Monoverbrennung	Mitverbrennung	Unbekannt		
1.740.556	388.886	259.851	25.181	103.854	1.334.994	507.929	795.819	31.246		16.676

#### 3.4.2.2 Materialfluss

Zur Berechnung der Stoffströme der PFAS wurden die mittleren und medianen Konzentrationen aus Kapitel 3.3.2 mit den Abfallmengen multipliziert. Daraus ergaben sich die in Tabelle 40 dargestellten Massenströme für die jeweiligen PFAS-Gruppen.

**Tabelle 40:** PFAS-Materialflüsse in Klärschlämmen in 2020. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.

Substanz	Direkte Klärschlamm-sorgung insge-samt [t]	Davon								
		Stoffliche Verwertung				Thermische Entsorgung				
Zusammen [t]	In der Land-wirtschaft [t]	Bei land-schaftsbauli-chen Maß-nahmen [t]	Sonstige stoffliche Verwertung [t]	Zusammen [t]	Monover-brennung [t]	Mitverbren-nung [t]	Unbekannt [t]	Sonstige di-rekte Ent-sorgung [t]		
1.740.556	388.886	259.851	25.181	103.854	1.334.994	507.929	795.819	31.246	16.676	
<b>PFAS-Menge aus Mittelwert [kg]</b>										
ΣPFCA	31,38	7,01	4,68	0,45	1,87	24,06	9,16	14,35	0,56	0,30
ΣPFSA	84,94	18,98	12,68	1,23	5,07	65,14	24,79	38,83	1,52	0,81
ΣPFPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
ΣPräkurso-ren	0,63	0,14	0,09	0,01	0,04	0,48	0,18	0,29	0,01	0,01
<b>ΣPFAS</b>	<b>116,94</b>	<b>26,13</b>	<b>17,46</b>	<b>1,69</b>	<b>6,98</b>	<b>89,69</b>	<b>34,13</b>	<b>53,47</b>	<b>2,10</b>	<b>1,12</b>
<b>PFAS-Menge aus Median [kg]</b>										
ΣPFCA	28,89	6,46	4,31	0,42	1,72	22,16	8,43	13,21	0,52	0,28
ΣPFSA	54,48	12,17	8,13	0,79	3,25	41,79	15,90	24,91	0,98	0,52
ΣPFPA	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Substanz	Direkte Klärschlammentsorgung insgesamt [t]	Davon								
		Stoffliche Verwertung				Thermische Entsorgung				Sonstige direkte Entsorgung [t]
		Zusammen [t]	In der Landwirtschaft [t]	Bei landschaftsbaulichen Maßnahmen [t]	Sonstige stoffliche Verwertung [t]	Zusammen [t]	Monoverbrennung [t]	Mitverbrennung [t]	Unbekannt [t]	
ΣPräkursor- ren	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ΣPFAS	<b>82,50</b>	<b>18,43</b>	<b>12,32</b>	<b>1,19</b>	<b>4,92</b>	<b>63,28</b>	<b>24,08</b>	<b>37,72</b>	<b>1,48</b>	<b>0,79</b>

Aus Tabelle 40 ergibt sich eine PFAS-Gesamtfracht von 117 kg oder ~83 kg, je nachdem, ob der Mittelwert oder der Medianwert betrachtet wird. Da 77 % (89,7 kg bzw. 63,3 kg) der Gesamtmenge an Klärschlamm verbrannt werden, wird davon ausgegangen, dass der größte Teil der PFAS zerstört wird. Etwa 22 % (26,1 kg bzw. 18,4 kg) werden durch landwirtschaftliche und sonstige Nutzung wiederverwertet, wobei davon ausgegangen wird, dass PFAS nicht zerstört werden. Die verbleibenden 1 % (1,1 kg bzw. 0,79 kg) werden auf andere Weise entsorgt (z. B. Kompostierung, Vergärung). Wie in Kapitel 3.4.4 erwähnt, werden durch die Ausbringung von kontaminiertem Klärschlamm auf die Ackerfläche PFAS in den Boden eingebracht, von wo aus sie schließlich von Pflanzen bzw. Menschen aufgenommen werden können.

Die Medianwerte sind auch hier deutlich niedriger als die Mittelwerte, da Vorläufersubstanzen oft nicht berücksichtigt wurden. Der Grund dafür sind viele Messungen, bei denen PFAS nicht nachgewiesen wurden oder einen Wert von 0 µg/kg hatten. Daher kann davon ausgegangen werden, dass der Medianwert die PFAS-Belastung wahrscheinlich unterschätzt.

### 3.4.3 Papier

#### 3.4.3.1 Abfalldaten

Wie in Kapitel 3.1.3.1 beschrieben werden PFAS insbesondere in den Lebensmittelkontaktpapieren eingesetzt, jedoch finden sie unter anderem auch Anwendung in Faltkartons, Tischdecken, Tapeten und Druckertinten (Glüge et al., 2020). Sie können deshalb in vielen verschiedenen Papier- und Verpackungsprodukten gefunden werden.

Generell hat Lebensmittelkontaktpapier eine sehr geringe Lebensdauer und wird meistens im selben Jahr noch entsorgt (Conversio, 2018). Eine generelle Definition, welche Art von Papieren zu den Lebensmittelkontaktpapieren gehören kann in Kapitel 3.3.3 gefunden werden.

Laut dem Umweltbundesamt gehören viele papierbasierte Lebensmittelkontaktpapiere jedoch nicht in den Papiermüll, stattdessen sollten sie im Verpackungs- oder Hausmüll entsorgt werden. Hierzu gehören beispielsweise Coffee-to-go-Becher, nassfeste oder fettdicht imprägnierte Papiere und Pappen wie Burgerverpackungen und Muffinformchen und verschmutzte, restentleerte Papierverpackungen wie beispielsweise Pizzakartons oder Pappschalen für Ofengerichte (UBA, 2020c). Je nachdem ob der Abfall eine Verpackung ist, z.B. eine Burgerverpackung, dann muss diese im Verpackungsabfall entsorgt werden, jedoch wenn der Abfall keine Verpackung ist z.B. ein Trinkstrohhalm aus Papier, dann muss dieser im Hausmüll entsorgt werden. Eierkartons hingegen gehören in den Papiermüll (UBA, 2020c).

Kunststoffverpackungen sollten restentleert im gelben Sack/ in der gelben Tonne entsorgt werden.

Es kann jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass diese Art von Papier auch im Altpapier entsorgt wird. Ein Anteil an Lebensmittelkontaktpapier im separat gesammelten Altpapier konnte nicht aus der Literatur ermittelt werden. Generell ist kontaminiertes Papier nicht für das Recycling geeignet (Paper for Recycling Council, 2022).

Laut Dornbusch et al. (2020) sind 21,5 % des Hausmülls in Deutschland Altpapier (jährlich 6,6 kg pro Einwohner) was einer jährlichen Menge von ca. 550.000 Tonnen entspricht. Diese setzt sich aus 40,5% Altpapier und Verpackungen, 38 % Druckerzeugnissen, 14,1% sonstigem Altpapier und 7,4% Altpapier in einer Größenordnung von 10 – 40 mm zusammen. Weiterhin wurden 2017 durch die Getrenntfassungssysteme ca. 66 kg Altpapier pro Einwohner in Deutschland gesammelt. Dies entspricht ca. 5.500.000 Tonnen insgesamt.

Auf Eurostat werden ebenfalls Altpapierabfallmengen unter dem CN-Code W072 berichtet (Eurostat, 2022). Dieser Code beinhaltet unter anderem wiederverwertetes „Abfall- und Altpapier“ oder Pappe, alte und unverkaufte Zeitungen, Telefonbücher und Broschüren, Abfälle und Reste von Papier oder Pappe, hauptsächlich aus Holzstoff und sortiertes und unsortiertes wie-dergewonnenes „Abfall- und Altpapier“ oder Pappe. Insgesamt sind 2018 hiervon ~4.523.000 Tonnen in Deutschland angefallen, wobei ca. 98 % recycelt wurden.

Das Statistische Bundesamt berichtet ebenfalls Daten zu Altpapieren. Im Statistikbericht von 2020 wird eine Altpapiermenge in separat gesammelten haushaltstypischen Siedlungsabfällen (EAV-Schlüssel 15 01 01 und 20 01 01) von 6.866.000 Tonnen angegeben, welche zu 99% stofflich verwertet wurde. Der Rest wurde thermisch verwertet. Weiterhin wird unter dem EWC-Code 07.2 eine Altpapiermenge von 7.165.00 Tonnen für das Jahr 2020 angegeben. Dieser Code umfasst Papier- und Pappeabfälle aus der Sortierung der separaten Sammlung (EAV-Schlüssel 15 01 01, 19 12 01 und 20 01 01). Aufgrund der Überlappung der EAV-Schlüssel wird ange- nommen, dass es sich hierbei um dieselben Abfälle handelt (Destatis, 2020b).

Die Papierindustrie veröffentlicht jährlich ebenfalls Statistikdaten, welche auch Daten zu Altpapier beinhalten. Dabei wird berichtet, dass in 2020 ein Altpapieraufkommen von 14.468.000 Tonnen in Deutschland angefallen ist. Europaweit gab es im selben Jahr eine Recycl- ingquote von 73,9%. Angaben zur Behandlung des Altpapiers wurden dabei nicht erwähnt (Die Papierindustrie, 2022).

Letztlich wurde ebenfalls ein Bericht der Papierindustrie bezüglich der Rückstände der Industrie gesichtet. Hierbei wird erwähnt, dass 2020 ca. 3.700.000 Tonnen Rückstände bei der Papierproduktion angefallen sind. Diese setzen sich unter anderem aus Rinden- und Holzabfällen, Deinkingsschlämmen, Faserabfällen, Schlämmen aus der Abwasserreinigung und Verbrennungs- rückständen zusammen. Hiervon werden ca. 60 % thermisch verwertet. Ca. 20 % werden stoffli- chen verwertet, wozu z.B. die Verwendung in der Ziegel- und Zementindustrie gehört. 1,2 % werden deponiert und ca. 2 % werden biologisch verwertet. Die sonstigen Verwertungswege werden mit 6-7% angegeben und weitere 6 % wurden im Jahr 2020 der sonstigen baustofflichen Verwertung zugeführt (Die Papierindustrie, 2020).

Generell können keine schlüssigen Daten bezüglich des Altpapierabfallstroms gefunden werden. Es ist unbekannt welchen Bezug die gefundenen Daten zueinander haben und oft ist auch unbekannt, welche Abfälle in welchen Daten betrachtet werden. Für das weitere Vorgehen wird das Altpapieraufkommen von Die Papierindustrie (2022) für 2020 verwendet, da es angenommen wird, dass diese Daten alle individuellen Altpapierabfallströme umfasst. Da der Bericht jedoch keine Behandlung der Abfälle präsentiert, wird eine stoffliche Verwertungsquote von 80% ange- nommen, in Anlehnung an die gefundenen Daten. Für die restlichen 20% wird eine energetische Verwertung angenommen, mit Ausnahme der berichteten 1,2% der Papierabfälle aus der Pa- pierproduktion (44.400 Tonnen, (Die Papierindustrie, 2020)), welche deponiert werden. Somit ergibt sich der folgende Abfallstrom in Tabelle 41:

**Tabelle 41: Abfalldaten zu Altpapieren in Deutschland. Verwertungen basieren auf Annahmen und Daten aus (Die Papierindustrie, 2020, 2022). Alle Werte in Tonnen.**

Altpapieraufkom- men	Recycling [80%]	Energetische Verwertung [19,69%]	Deponierung [0,31%]
14.468.000	11.574.400	2.849.200	44.400

### 3.4.3.2 Materialfluss

Für die Materialflüsse der PFAS wurden die Mittelwert- und Mediankonzentrationen aus Kapitel 3.3.3 mit den Abfallmengen multipliziert. Daraus ergeben sich die folgenden Massenströme für die jeweiligen PFAS-Gruppen in Tabelle 42:

**Tabelle 42:** PFAS-Materialflüsse in Altpapier in 2020. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkursoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.

Substanz	Altpapieraufkommen [t]	Recycling [80%]	Energetische Verwertung [19,69%]	Deponierung [0,31%]
	14.468.000	11.574.400	2.849.200	44.400
<b>PFAS-Mengen aus Mittelwert [kg]</b>				
ΣPFCA	2.255,06	1.804,05	444,09	6,92
ΣPFSA	21,36	17,09	4,21	0,07
ΣPFPA				
ΣPräkursoren	1.685,03	1.348,03	331,84	5,17
<b>ΣPFAS</b>	<b>3.961,46</b>	<b>3.169,17</b>	<b>780,13</b>	<b>12,16</b>
<b>PFAS-Mengen aus Median [kg]</b>				
ΣPFCA	8,68	6,94	1,71	0,03
ΣPFSA	10,13	8,10	1,99	0,03
ΣPFPA				
ΣPräkursoren				
<b>ΣPFAS</b>	<b>150,47</b>	<b>120,37</b>	<b>29,63</b>	<b>0,46</b>

Insgesamt ergibt sich laut Tabelle 42 eine PFAS-Fracht von 3.961 bzw. 150 kg. Wie bei den anderen Abfallströmen wird auch hier angenommen, dass der Durchschnittswert die PFAS-Fracht überschätzt, da nicht alle Papiere PFAS-belastet sind. Der Median unterschätzt die Fracht wahrscheinlich, da die Präkursoren nicht mitbetrachtet werden.

Da ein Großteil des Altpapiers recycelt wird, werden auch die PFAS mit recycelt (~3,2 Tonnen bzw. ~120 kg). Es kann jedoch angenommen werden, dass ein Teil der PFAS sich ebenfalls im Abwasser oder Faserschlamm der Recyclinganlage ansammelt und schlussendlich zu einer Abwasser- bzw. Schlammbehandlungsanlage geleitet wird. Solche Faserschlämme werden überwiegend verbrannt, wobei angenommen werden kann, dass die PFAS zerstört werden. Es wird angenommen, dass nur ca. 20 % der PFAS thermisch verwertet und dabei zerstört werden. 0,46-12 kg landen auf deutschen Deponien.

Es sollte generell festgehalten werden, dass die hier dargestellte PFAS-Fracht höher als die tatsächliche Fracht ist, da bei den PFAS-Konzentrationen nur Lebensmittelkontaktpapiere betrachtet wurden. Für viele Papiere im Altpapierabfallstrom kann jedoch angenommen werden, dass sie oft nicht mit PFAS belastet sind (z.B. Zeitungen, Bücher etc.), werden durch die Rechnung jedoch miteinbezogen. Da kein Anteil an Lebensmittelkontaktpapier im Altpapierabfallstrom identifiziert werden konnte, überschätzt diese Rechnung die PFAS-Fracht.

### 3.4.4 Böden

#### 3.4.4.1 Abfalldaten

Daten über Abfallböden wurden bei Eurostat unter dem EWC-Code W126 gefunden (Eurostat, 2022). Der Code beinhaltet Böden (einschließlich Bodenaushub von kontaminierten Standorten), Steine und Baggergut. Bodenmaterial am Ursprungsort (einschließlich kontaminiert Böden, die nicht ausgehoben sind) als auch nicht kontaminiertes Bodenmaterial und andere natürlich vorkommende Materialien, die bei Bauarbeiten ausgehoben wurden, sofern sichergestellt ist, dass die Materialien in ihrem natürlichen Zustand an dem Ort, an dem sie ausgehoben wurden, für Bauzwecke verwendet werden, fallen nicht unter den Begriff der Abfallböden.

Die Daten aus dem Jahr 2018 sind dargestellt in Tabelle 43.

**Tabelle 43: Bodenentsorgung in Deutschland in 2018. Alle Daten in Tonnen (Eurostat, 2022)**

Abfallgesamt	Beseitigung			Verwertung		
	Deponie	Verbrennung	Sonstiges	Energetische Verwertung	Recycling	Verfüllung
128.858.796	19.193.317	20.697	52.310	10.763	20.830.599	88.751.111

Von den 128,9 Millionen Tonnen Abfallböden in Deutschland aus Tabelle 43 wurden 14,95 % beseitigt, während 85,05 % verwertet wurden. Der größte Teil des entsorgten Abfalls wurde deponiert (14,89 %), d. h. er wurde in/auf einer Deponie/einer speziell angelegten Deponie abgelagert oder dauerhaft in einem Behälter, z. B. in einem Bergwerk, gelagert. Nur ein kleiner Teil wurde verbrannt (0,02 %) oder, wenn die Kontamination in Form von flüssigen oder schlammigen Abfällen vorliegt, biologisch abgebaut (0,04 %) (Eurostat, 2022).

Was die Verwertungsverfahren betrifft, so wurde der größte Teil des Bodens (68,87 %) durch Verfüllung verwertet, was bedeutet, dass geeignete nicht gefährliche Abfälle für die Rekultivierung von ausgehobenen Flächen, wie dies häufig im Bauwesen der Fall ist, oder für technische Zwecke im Landschaftsbau verwendet wurde. 1,85 % der im Jahr 2018 insgesamt angefallenen Bodenabfälle waren gefährliche Abfälle, der Rest waren nicht gefährliche Abfälle.

16,17 % wurden durch Recycling verwertet, d. h. durch die Wiederaufbereitung von organischem Material, bis es so weit ist, dass es wie ursprünglich vorgesehen verwendet werden kann. Nur ein kleiner Teil des kontaminierten Bodens (0,01 %) wurde in thermische Abfallbehandlungsanlagen zur Energiegewinnung genutzt.

#### 3.4.4.2 Materialfluss

Zur Berechnung der Stoffströme der PFAS wurden die mittleren und medianen Konzentrationen aus Kapitel 3.3.4 mit den Abfallmengen multipliziert. Daraus ergeben sich die folgenden Massenströme für die jeweiligen PFAS-Gruppen, die in den folgenden Tabellen dargestellt sind (Tabelle 44, Tabelle 45, Tabelle 46).

**Tabelle 44:** PFAS-Materialflüsse in Böden in 2018. Eluatproben aus Rastatt wurden nicht mit einbezogen. Dargestellt sind die Konzentrationen für die Perfluorcarbon-, -sulfon und -phosphorsäuren, sowie für die Präkusoren. Ein Summenwert für alle PFAS ist ebenfalls errechnet worden. Alle Werte wurden basierend auf den Mittel- und Medianwerten in Kapitel 3.3 errechnet.

Sub-stanz	Abfallgesamt [t]	Beseitigung			Verwertung		
		Deponie [t]	Ver-bren-nung [t]	Sonsti-ges [t]	Energe-tische Ver-wer-tung [t]	Recycling [t]	Verfüllung [t]
	128.858.796	19.193.317	20.697	52.310	10.763	20.830.599	88.751.111

**PFAS-Menge aus Mittelwert [kg]**

ΣPFCA	3.324,39	495,16	0,53	1,35	0,28	537,40	2.289,67
ΣPFSA	1.055,30	157,18	0,17	0,43	0,09	170,59	726,83
ΣPFPA	0,11	0,02	0,00	0,00	0,00	0,02	0,08
ΣPrä-kurso-ren	736,94	109,77	0,12	0,30	0,06	119,13	275,58
<b>ΣPFAS</b>	<b>5.116,74</b>	<b>762,13</b>	<b>0,82</b>	<b>2,08</b>	<b>0,43</b>	<b>827,14</b>	<b>3.524,14</b>

**PFAS-Menge aus Median [kg]**

ΣPFCA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPFSA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPFPA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPrä-kurso-ren	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>ΣPFAS</b>	<b>0,00</b>						

Wurden PFAS nur in Bodenproben gemessen (Tabelle 44), betrug die PFAS-Gesamtbelastung 5.116 kg oder 0 kg, je nachdem, ob der Mittelwert oder der Medianwert betrachtet wird. Die Medianwerte sind 0, da die meisten gefundenen Proben Konzentrationen unterhalb des LOD ausweisen (also einen Wert von 0), womit der Median ebenfalls 0 ist.

**Tabelle 45:** PFAS-Materialflüsse in Böden in 2018. Sedimentproben aus Rastatt wurden nicht miteinbezogen.

Sub-stanz	Abfallgesamt [t]	Beseitigung			Verwertung		
		Deponie [t]	Ver-bren-nung [t]	Sonsti-ges [t]	Energe-tische Verwer-tung [t]	Recycling [t]	Verfüllung [t]
	128.858.796	19.193.317	20.697	52.310	10.763	20.830.599	88.751.111
<b>PFAS-Menge aus Mittelwert [kg]</b>							
ΣPFCA	477,77	71,16	0,08	0,19	0,04	77,23	329,06
ΣPFSA	94,02	14,00	0,02	0,04	0,01	15,20	64,75
ΣPFPA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPräku-rsoren	3,77	0,56	0,00	0,00	0,00	0,61	2,60
<b>ΣPFAS</b>	<b>575,56</b>	<b>85,73</b>	<b>0,09</b>	<b>0,23</b>	<b>0,05</b>	<b>93,04</b>	<b>396,41</b>
<b>PFAS-Menge aus Median [kg]</b>							
ΣPFCA	26,29	3,92	0,00	0,01	0,00	4,25	18,11
ΣPFSA	3,61	0,54	0,00	0,00	0,00	0,58	2,49
ΣPFPA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPräku-rsoren	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>ΣPFAS</b>	<b>34,53</b>	<b>5,14</b>	<b>0,01</b>	<b>0,01</b>	<b>0,00</b>	<b>5,58</b>	<b>23,79</b>

In Eluatproben in Tabelle 45 beträgt die PFAS-Gesamtbelastung 575 kg oder 35 kg, je nachdem, ob der Mittelwert oder der Medianwert betrachtet wird.

**Tabelle 46:** PFAS-Materialflüsse in Böden in 2018. Alle Proben aus Rastatt wurden miteinbezogen.

Sub-stanz	Abfallgesamt [t]	Beseitigung			Verwertung		
		Deponie [t]	Verbren-nung [t]	Sonsti-ges [t]	Energetische Verwertung [t]	Recycling [t]	Verfüllung [t]
	128.858.796	19.193.317	20.697	52.310	10.763	20.830.599	88.751.111
<b>PFAS-Menge aus Mittelwert [kg]</b>							
ΣPFCA	1533,09	228,35	0,25	0,62	0,13	247,83	1055,91
ΣPFSA	450,39	67,08	0,07	0,18	0,04	72,81	310,20
ΣPFPA	0,04	0,01	0,00	0,00	0,00	0,01	0,03

Sub-stanz	Abfallgesamt [t]	Beseitigung			Verwertung		
		Deponie [t]	Verbren-nung [t]	Sonsti-ges [t]	Energeti-sche Ver-wertung [t]	Recycling [t]	Verfüllung [t]
ΣPräku-rsoren	275,58	41,05	0,04	0,11	0,02	44,55	189,80
<b>ΣPFAS</b>	<b>2260,37</b>	<b>336,68</b>	<b>0,36</b>	<b>0,92</b>	<b>0,19</b>	<b>365,40</b>	<b>1556,82</b>

#### PFAS-Menge aus Median [kg]

ΣPFCA	17,85	2,66	0,00	0,01	0,00	2,89	12,29
ΣPFSA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPFPA	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPräku-rsoren	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>ΣPFAS</b>	<b>26,54</b>	<b>3,95</b>	<b>0,0043</b>	<b>0,01</b>	<b>0,0022</b>	<b>4,29</b>	<b>18,28</b>

Unter Berücksichtigung aller analysierten Proben, sowohl der Feststoffproben als auch des Eluats, beträgt die PFAS-Belastung in Tabelle 46 insgesamt~ 2,260 kg, wenn der Mittelwert betrachtet wird, und~ 26 kg, wenn der Medianwert betrachtet wird. Die PFAS-Belastung liegt in diesem Fall zwischen den Werten in Tabelle 44 und Tabelle 45.

Nur geringe Mengen von PFAS durch thermische Abfallbehandlung entsorgt werden (0,36 kg bzw. 0,0043 kg), einschließlich energetischer Verwertung (0,19 kg bzw. 0,0022 kg), wodurch eine große Menge von PFAS im kontaminierten Boden verbleibt und wiederverwendet wird. Ein großer Anteil der Böden werden in Deutschland verfüllt (~70%), wodurch die PFAS in der Natur gelassen werden und von Pflanzen und Tieren aufgenommen werden können.

Diese Werte sind mit einer hohen Unsicherheit belastet, was auf die angewandte Methodik und die Tatsache, dass eine Konzentration sowohl für belastet als auch unbelastete Böden hergeleitet worden ist, zurückzuführen ist. Eine Unsicherheit eines Faktors 10 wird als realistisch angesehen, da die hier errechneten Konzentrationen (siehe Kapitel 3.3.4) mit den Konzentrationen in Tabelle 57 und von (LANUV, 2022b) hinreichend übereinstimmen.

Generell werden verlässliche Daten für die PFAS-Belastung in Böden in Deutschland benötigt, um realitätsgerechte Massenströme ausrechnen zu können. Hintergrundgehalte in Böden werden in einem Forschungsvorhabens des UBA ermittelt. Mit Ergebnissen wird 2025/2026 gerechnet.

#### 3.4.5 Zusammenfassung

In den folgenden Tabellen, Tabelle 47 und Tabelle 48, werden die jährlichen PFAS-Massenströme in den betrachteten Abfallströmen hervorgehoben. Dabei wird zwischen der Art der Behandlung unterschieden, wodurch die jährliche Menge an recycelten, deponierten und verfüllten PFAS erkannt werden kann.

Für den Bodenabfallstrom werden Messungen sowohl des Feststoffes als auch des Eluats berücksichtigt.

Es sollte berücksichtigt werden, dass die Werte mit vielen Unsicherheiten belastet sind (siehe 3.3) und dadurch nur als Schätzung angesehen werden sollten.

**Tabelle 47: Zusammenfassung der errechneten PFAS-Massenströme aus dem Mittelwert der ausgewählten Abfallströme. Alle Angaben in kg.**

Abfallstrom	Gesamt PFAS-Menge	Menge PFAS recycelt/stofflich verwertet	Menge PFAS energetisch verwertet	Menge PFAS deponiert/sonstiges
Textilien	758,71	523,74	215,20	19,78
Klärschlamm	116,94	26,13	89,69	1,12
Papier	3.961,46	3.169,17	780,13	12,16
Böden	2260,37	1922,22	0,55	337,60
<b>Gesamt</b>	<b>7.097,48</b>	<b>5.641,26</b>	<b>1.085,57</b>	<b>370,66</b>

Wird der Mittelwert in Tabelle 47 betrachtet, so sind in den analysierten Abfallströmen insgesamt ~7.100 kg PFAS enthalten. Mehr als die Hälfte davon (~56 %) stammt aus Papierabfällen, während nur ~1,6% aus kommunalem Klärschlamm stammen. Die hohe PFAS-Fracht bei den Papierproben wird als nicht realistisch angesehen, da nur PFAS Messwerte aus Lebensmittelkontaktpapier gefunden werden konnten. Viele Papiere im Papierabfallstrom sind jedoch nicht oder nur teilweise mit PFAS belastet (z. B. Zeitungen, Bücher etc.), wodurch die PFAS-Fracht vermutlich überschätzt wird. Die hohen PFAS-Mengen der Bodenproben können auf die vergleichsweise sehr großen Mengen an erfassten Abfallböden zurückgeführt werden (~130.000.000 t im Vergleich zu ~17.000.000 t Altpapier).

**Tabelle 48: Zusammenfassung der errechneten PFAS-Massenströme aus dem Medianwert der ausgewählten Abfallströme. Alle Angaben in kg.**

Abfallstrom	Gesamt PFAS-Menge	Menge PFAS recycelt/stofflich verwertet	Menge PFAS energetisch verwertet	Menge PFAS deponiert/sonstiges
Textilien	144,47	99,73	40,98	3,77
Klärschlamm	82,50	18,43	63,28	0,79
Altpapier	150,47	120,37	29,63	0,46
Böden	26,54	22,57	0,01	3,96
<b>Gesamt</b>	<b>403,98</b>	<b>261,1</b>	<b>133,9</b>	<b>8,98</b>

Werden die Medianwerte in Tabelle 48 betrachtet, so sind in den untersuchten Abfallströmen insgesamt ~400 kg PFAS enthalten. Auch hier sind die Medianwerte deutlich niedriger als die Mittelwerte. Die Gründe dafür wurden bereits in Kapitel 3.3 diskutiert.

Im folgenden Vorgehen werden die Mittelwerte betrachtet, da sie im Rahmen dieses Vorhabens das Worstcase-Szenario darstellen.

### 3.5 Darstellung des Umweltkontextes für die ausgewählten Abfallströme

In diesem Kapitel wird der Umweltkontext und Risiken bezüglich der vier Abfallströme diskutiert. Hierfür werden die Fragen aus Kapitel 2.8 als Grundlage verwendet.

Absehen von den Grenzwerten im Rechtshintergrundkapitel (1.2) gelten die folgenden umweltrelevanten-Grenzwerte für PFAS in Deutschland.

### **TA-Luft**

In der TA-Luft werden in Kapitel 5.2.7 Abgasgrenzwerte für karzinogene und reproduktionstoxische Stoffe festgelegt. Karzinogene Stoffe werden dabei in drei Klassen eingeteilt, mit namentlicher Nennung einzelner Verbindungen. PFAS werden dabei nicht erwähnt. Stoffe, welche nicht erwähnt werden, sollen, basieren auf ihrer Wirkungsstärke, den drei Klassen zugeordnet werden. Wenn die Wirkungsstärke unbekannt ist, sollen sie vorsorglich der Klasse 1 zugeordnet werden. Der Abgasgrenzwert für Klasse I beträgt als Massenstrom 0,15 g/h bzw. als Massenkonzentration 0,05 mg/m<sup>3</sup>. Einige PFAS wie z.B. PFOS und PFOA sind als potentiell krebserregend eingestuft (H351). Sie fallen damit nicht unter den Geltungsbereich der karzinogenen Stoffe und sondern unter reguläre organische Stoffe der Klasse I unter Kapitel 5.2.5. Hierfür gilt ein Abgasmassenstrom von 0,1 kg/h bzw. eine Massenkonzentration von 20 mg/m<sup>3</sup> (TA-Luft, 2022). Falls die Karzinogenität eines PFAS nachgewiesen und dieses als solches eingestuft wird, gilt der strengere Grenzwert für karzinogene Stoffe.

PFOS und PFOA sind zusätzlich als reproduktionstoxische Stoffe eingestuft (H360D), wodurch ein Abgasgrenzwert als Massenstrom von 2,5 g/h oder als Massenkonzentration von 1 mg/m<sup>3</sup> nicht überschritten werden darf (TA-Luft, 2022).

Da viele PFAS noch nicht eingestuft sind, es jedoch angenommen werden kann, dass sie ähnliche Eigenschaften haben, sollte vorsorglich immer der strengste relevante Grenzwert angewendet werden.

### **TRGS 900**

Weiterhin regelt die Technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS) 900 Arbeitsplatzgrenzwerte von verschiedenen Verbindungen. Von den PFAS wird dabei nur PFOS erwähnt, für welche ein Arbeitsplatzgrenzwert von 0,01 mg/m<sup>3</sup> vorgeschrieben wird (TRGS 900, 2022). Da keine weiteren PFAS erwähnt werden, wir für die Umweltbetrachtung dieser Grenzwert als Wert für alle PFAS betrachtet.

### **MAK Kommission**

Die Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Arbeitsstoffe (MAK-Kommission) berät die Deutsche Forschungsgemeinschaft sowie die Bundes- und Landesregierung, Parlemente und Behörden zu Fragen des Gesundheitsschutzes beim Umgang mit Gefahrstoffen, insbesondere im Arbeitsschutz. Sie schlägt im Rahmen ihrer Tätigkeiten auch maximale Arbeitsplatz-Konzentrationen (MAK-Werte) vor, welche jedoch rechtlich nicht bindend sind. Dabei wird für PFOA und PFOS ein MAK-Wert von 0,05 mg/m<sup>3</sup> bzw. 0,01 mg/m<sup>3</sup> vorgeschlagen (DFG, 2022). Der MAK-Wert für PFOS ist in der TRGS 900 bereits rechtlich bindend als Arbeitsplatzgrenzwert (AGW) umgesetzt worden, der MAK-Wert für PFOA ist jedoch noch nicht rechtlich bindend als AGW in die TRGS aufgenommen worden.

### 3.5.1 Textilien

**Tabelle 49: Umweltkontext der PFAS im Abfallstrom der Textilien für die Behandlungswege der stofflichen Verwertung, der thermischen Beseitigung und der Ablage auf einer Deponie/sonstiges.**

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
Stoffliche Verwertung	524	<p>Fast 70 % der gesammelten Textilabfälle werden recycelt, was bedeutet, dass 524 kg PFAS nicht zerstört werden und somit eine Gefahr für Mensch und Umwelt darstellen können. Oftmals werden die gesammelten Textilabfälle zu Putzlappen oder Dämmstoffen weiterverarbeitet (Celep, 2022).</p> <p>Die große Vielfalt an Materialien im Abfallstrom macht es schwer, geeignete und praktikable Recyclingmethoden zu finden. Dies gilt insbesondere für Kleidungsstücke, die viele Komponenten wie Etiketten, Fäden, Knöpfe, Reißverschlüsse oder eine Mischung verschiedener Materialarten enthalten. Derzeit gibt es zwei Hauptverfahren des Textilrecyclings, zum einen mechanische Recyclingverfahren und zum anderen chemische Recyclingverfahren. Bei mechanischen Recyclingverfahren werden die Textilabfälle mechanisch beansprucht und zerkleinert. Da dabei Fasern mit kürzerer Länge und verschlechterten Eigenschaften entstehen, ist eine Mischung mit neuen Fasern erforderlich (Damayanti et al., 2021). Dies kann zu einer Verunreinigung der neuen Fasern mit PFAS führen, wenn die recycelten Textilien ebenfalls mit PFAS behandelt wurden. Chemische Recyclingverfahren hingegen, wobei chemische Lösungsmittel zum Auflösen der Fasern verwendet werden, schaden den Fasern nicht und es müssen keine neuen Materialien hinzugefügt werden. Ebenfalls können dabei Schadstoffe wie z.B. Additive und aufgetragene Chemikalien (wie z.B. PFAS) zum großen Teil abgetrennt werden (CEFIC, 2022). Es wird davon ausgegangen, dass chemische Recyclingverfahren nicht zu einer Verbreitung von PFAS führt, jedoch machen chemische Recyclingverfahren aktuell nur weniger als 1% des Textilrecyclings aus (McKinsey &amp; Company, 2022).</p> <p>Da beide Methoden reine Abfallströme erfordern, ist die Wahrscheinlichkeit groß, dass das Personal bei der Sortierung und Trennung der Abfälle mit den Abfällen in Kontakt kommen (manuelle Sortierung der Abfälle je nach Qualität und Farbe des Gewebes, manuelle Entfernung unerwünschter Teile). Außerdem können sie beim Beladen der Maschinen mit den Abfällen in Berührung kommen, wodurch ein Expositionsrisiko für PFAS besteht. Es besteht die Gefahr, dass das Personal mit dem mit PFAS kontaminierten Textilien in Berührung kommen. Obwohl die dermale Aufnahme von PFAS als potentieller Übertragungsweg für PFAS identifiziert wurde, fehlen wissenschaftliche Daten über das Risiko, das sie darstellen könnte (Ragnarsdóttir et al., 2022). Eine Studie, die mögliche Wege der Exposition des Menschen gegenüber PFAS untersuchte, darunter die Aufnahme über die Haut, kam jedoch zu dem Schluss, dass die Aufnahme von Lebensmitteln und Getränken der wichtigere Expositionsweg des Menschen gegenüber PFAS darstellt als die Aufnahme über die Haut (Poothong et al., 2020).</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
		<p>Nach dem Zerkleinern werden die Fasern gewaschen, um Schmutz und Schadstoffe zu entfernen. Dadurch können die enthaltenen PFAS ins Abwasser gelangen. Hierbei gelten generell die Grenzwerte im Anhang 38 der Abwasserverordnung, jedoch sind dort keine Grenzwerte für PFAS gelistet. Da die Kläranlagen PFAS nicht effizient genug abbauen bzw. zerstören, gelangen sie in der Regel in den Klärschlamm (kürzere PFAS gelangen eher in die Wasserphase, während sich längerketige PFAS eher in der Feststoffphase anreichern). Wie bereits in Kapitel 3.1.4.2.2 erwähnt, kann es bei der Verwendung von Klärschlamm als Düngemittel auf landwirtschaftlichen Flächen zu einer Verunreinigung des Bodens und schlussendlich auch des Grundwassers kommen.</p> <p>Da PFAS während der Recyclingverfahren in der Regel nicht zerstört werden, können sie ein ernstzunehmendes Risiko für Arbeitnehmende, die an Recyclingverfahren beteiligt sind, darstellen. Aufgrund der höheren Konzentration von PFAS in der Arbeitsumgebung sind die Arbeitnehmenden diesen eher ausgesetzt als die Allgemeinbevölkerung, insbesondere wenn die Textilien vor dem Recycling manuell in verschiedene Fasermischungen getrennt werden müssen, oder während dem Recycling geschreddert werden. Dabei gehen insbesondere Verbindungen mit hohem Dampfdruck in die Gasphase über.</p> <p>Eine Studie von Schlummer et al. (2013) konnte diverse FTOH in der Luft von einem Teppichladen, zwei Büros, zwei Sportläden sowie zwei Outdoorläden nachweisen. Die gemessenen Konzentrationen konnten dabei auf die Verwendung von PFAS in den dort vorhandenen Textilien (Teppiche in Büros und im Teppichladen, Outdoor- und Sporttextilien in den Sport- und Outdoorläden) zurückgeführt werden. Eine maximale Konzentration von 285,8 ng/m<sup>3</sup> (8:2 FTOH) konnte dabei gemessen werden, welche deutlich unter dem TRGS 900 Grenzwert von 0,01 mg/m<sup>3</sup> für PFOS liegt (da kein Grenzwert für FTOH vorliegen, wird der Grenzwert von PFOS als Vergleichswert herangezogen). Bei den Fluortelomeralkoholen handelt es sich zudem um eine sehr flüchtige Verbindungsklassen, wodurch davon ausgegangen werden kann, dass PFCA und PFSA-Konzentrationen sich in einem noch niedrigeren Bereich befinden.</p> <p>Da in einer Recyclinganlage von entsprechenden Textilabfällen (z.B. Teppichen) mit erhöhten Konzentrationen von PFAS in der Luft auftreten könnten, könnte in Erwägung gezogen werden, persönliche Schutzmaßnahmen zu ergreifen, um das Risiko von PFAS zu minimieren und deren Einatmen und möglichen Hautkontakt zu vermeiden. Dies könnte z.B. das Tragen von Atemschutzmasken und Handschuhen umfassen. Um die Notwendigkeit für solche Schutzmaßnahmen festzustellen, sollten geeignete Luftmessungen durchgeführt werden.</p> <p>Generell wurde eine hohe PFAS-Konzentration in Textilien festgestellt, die stärker der Außenumgebung und widrigen Wetterbedingungen ausgesetzt sind. Um nur einige zu nennen: Proben von Markisentüchern (Janousek, Lebertz, et al., 2019) sowie Arbeitskleidung und Outdoor-Jacken (Gremmel et al., 2016) wiesen alle PFAS-Konzentrationen von über 1000 µg/kg auf. Um das Risiko solcher Produkte (die mit hoher Wahrscheinlichkeit erheblich mit PFAS belastet sind) zu mindern, könnten sie von den übrigen Textilabfällen getrennt und mit einer geeigneten Abfallbehandlungsmethode, z. B. thermisch, behandelt werden.</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
Thermische Behandlung	215,20	<p>Insgesamt werden 26,4% der Textilabfälle energetisch verwertet, was einer PFAS-Fracht von ca. 215 kg entspricht. Laut der Richtlinie über Industrieemissionen (2010/75/EU) (IED) müssen europäische Abfallverbrennungsanlagen eine Mindesttemperatur von 850°C und eine Mindestverweilzeit von 2 Sekunden einhalten. Bei der thermischen Behandlung von gefährlichen Abfällen sind Temperaturen von mindestens 1.100°C erforderlich. In Deutschland sind diese Bestimmungen über die 17. BlmSchV umgesetzt.</p> <p>Bei der thermischen Behandlung von PFAS entstehen im Optimalfall, CO<sub>2</sub>, Wasser und HF bzw. Fluoridsalze, jedoch ist die Zerstörung bei den oben genannten Bedingungen nicht immer vollständig. Aleksandrov et al. (2019) haben die thermische Abfallbehandlung von PTFE (Teflon) unter ähnlichen Bedingungen wie in thermischen Abfallbehandlungsanlagen untersucht und das Abgas auf Perfluorsäuren (Perfluorcarbonsäuren und Perfluorsulfonsäuren) hin untersucht. Dabei wurden nur vernachlässigbare Mengen von Perfluorsäuren nachgewiesen, was darauf schließen lässt, dass das Abgas keine signifikante Quelle für Perfluorsäuren ist. Es wurden jedoch keine kurzkettigen Gase, wie z.B. Tetrafluormethan (CF<sub>4</sub>), Trifluormethan (CHF<sub>3</sub>), Hexafluorethan (C<sub>2</sub>F<sub>6</sub>) etc. gemessen. Einige Studien konnten die Anwesenheit solcher Verbindungen nach der thermischen Verwertung von perfluorierten Substanzen im Abgas nachweisen (Geertinger et al., 2019; Huber et al., 2009; Taylor et al., 2014; Taylor &amp; Yamada, 2003). In der Literatur wird eine Temperatur von 1.400°C für die Zerstörung von CF<sub>4</sub> angegeben (Tsang et al., 1998; US EPA, 2020), welche von europäischen Müllverbrennungsanlagen nicht erreicht wird. Somit besteht das Risiko, dass solche Verbindungen bei der thermischen Verwertung von PFAS durch das Abgas emittiert werden. Um sicherstellen zu können, dass alle PFAS zerstört werden, wird empfohlen Messungen von kurzkettigen F-Gasen in den Abgasen von Müllverbrennungsanlagen durchzuführen. Weiterhin wurden in einigen Studien Perfluorsäuren in der Asche gemessen, jedoch befinden sich die Konzentrationen dabei im pg/g bis ng/g Bereich (Rijkswaterstaat, 2020; Sandblom, 2014; Wohlin, 2020). Die Aschen werden in Europa oft im Baubereich z.B. beim Straßenbau oder als Zuschlagsstoff in Zement verwendet (Blasenbauer et al., 2020; EEA, 2006). In Deutschland werden 70% der Aschen auf Deponien abgelagert (Blasenbauer et al., 2020), wodurch die PFAS eluiert und im Sickerwasser gefunden werden können. Bei Verfüllungsmaßnahmen wird angenommen, dass die PFAS ebenfalls nicht zerstört werden.</p> <p>Im Rahmen des gesamt-PFAS-Beschränkungsverfahrens wurde ein Massenstrom für PFAS in der Asche von Müllverbrennungsanlagen ausgerechnet, wobei ein Gesamtmassenstrom von nur weniger als 100 kg für ganz Europa erhalten wurde (Annex XV, 2023b), was darauf zurückzschließen lässt, dass die PFAS größtenteils zerstört werden und dass die Aschen aus der thermischen Verwertung keine signifikante Quelle von PFAS sind.</p> <p>Generell werden Zerstörungsraten von &gt;99,95% angegeben (Geertinger et al., 2019; Ministry of Japan, 2013; Taylor et al., 2014) wodurch davon ausgegangen werden kann, dass Hausmüllverbrennungsanlagen zwar nicht in der Lage sind PFAS vollständig zu zerstören, diese jedoch weitgehend zerstören und daher keine erheblichen Mengen an PFAS von Müllverbrennungsanlagen emittiert werden.</p>

<b>Abfallbehandlung</b>	<b>Menge des Stoffes (kg/a)</b>	<b>Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt</b>
Ablagerung auf Deponien/sonstiges	19,78	<p>Deshalb wird empfohlen, PFAS belastete Fraktionen von Textilabfällen möglichst einer thermischen Abfallbehandlung zuzuführen, da dadurch enthaltene PFAS weitgehend zerstört werden.</p> <p>Etwa 2,6 % der gesammelten Textilabfälle werden auf andere Weise entsorgt. Da in BVSE (2020) jedoch keine Angaben zur Entsorgungsart gemacht werden, ist unbekannt was mit diesen Textilien passiert. Textilien dürfen in Deutschland nicht deponiert werden, da sie nicht die Zuordnungswerte der Deponieverordnung einhalten (Glühverlust meistens zu hoch). Es kann daher keine Risikoabschätzung durchgeführt werden.</p>

### 3.5.2 Klärschlamm

**Tabelle 50: Umweltkontext der PFAS im Abfallstrom der kommunalen Klärschlämme für die Behandlungswege der stofflichen Verwertung, der thermischen Beseitigung und der Ablage auf einer Deponie/sonstiges.**

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
Stoffliche Verwertung	26,13	<p>Im Jahr 2020 wurden in Deutschland etwa 22 % der Klärschlämme aus kommunalen Kläranlagen stofflich (bodenbezogen) verwertet. Da PFAS in den Kläranlagen nicht abgebaut werden und letztendlich teilweise in den Klärschlamm gelangen, ist nach den in dieser Studie analysierten Werten die Menge von 26 kg/a PFAS in den stofflichen Verwertungswegen enthalten (siehe Kapitel 3.4.1.2). Generell wird davon ausgegangen, dass PFAS bei der stofflichen Verwertung von Klärschlamm nicht zerstört werden und somit dieser Entsorgungsweg ein Risiko darstellt.</p> <p>Eine Reihe von Untersuchungen zeigen, dass in Klärschlämme, die zur Ausbringung auf Böden vorgesehen sind als auch in den behandelten Böden (nach Bodenreinigung), PFAS nachgewiesen werden konnten (Bolan et al., 2021). Da ein Transfer von den Schadstoffen in den Boden stattfinden kann, besteht weiterhin das Risiko, dass diese von Pflanzen aufgenommen werden bzw. schließlich in die Nahrungskette des Menschen gelangen können. Die Bioakkumulation von PFAA wurde z.B. in Gemüsepflanzen wie Salat oder Tomaten, welche auf mit Klärschlamm behandelten Böden gepflanzt wurden, festgestellt (Blaine et al., 2013; Scheurer et al., 2021). Außerdem können PFAS mit dem Niederschlagswasser tiefer in den Boden verlagert werden und schließlich ins Grundwasser sickern. Die Gefahr einer Grundwasser-verunreinigung besteht insbesondere bei kurzkettigen PFCAs (&lt;C8), die ein größeres Potential haben ausgewaschen zu werden und somit tief in den Boden transportiert zu werden bzw. ins Grundwasser gelangen können (Hamid &amp; Li, 2016). Allerdings können die langkettigen PFAA häufiger im Klärschlamm gefunden werden, während kurzkettige PFAA durch ihre kurzen Ketten weniger an Feststoffe binden als langkettige Verbindungen (Stahl et al., 2018).</p> <p>Den größten Anteil an der stofflichen Verwertung hat die Verwendung in der Landwirtschaft mit ca. 15 % bezogen auf das gesamten Klärschlammaufkommen, während ca. 1 % in landschaftsbaulichen Maßnahmen (z.B. Rekultivierung) und ca. 6 % in der sonstigen stofflichen Verwertung (z.B. Vererdung oder Kompostierung) zum Einsatz kommen (siehe Kapitel 3.4.2). In der Regel werden vor dem Einsatz des Klärschlammes in der Landwirtschaft oder im Landschaftsbau weitere Schlammbehandlungsverfahren durchgeführt. Zu nennen sind z.B. die Eindickung oder Entwässerung, Kompostierung, Vergärung und/oder Wärmebehandlung, die jedoch nur bei Temperaturen bis ca. 200°C ablaufen (LfU Bayern, 2003). Untersuchungen zufolge sind verschiedene Schlammbehandlungsverfahren nicht, oder nur minimal geeignet, PFAS zu entfernen bzw. führen in einige Verfahren zu einer erhöhten PFAS-Konzentration in den resultierenden Klärschlämmen, insbesondere durch den Abbau von Vorläufersubstanzen (Lakshminarasimman et al., 2021; W. Zhang et al., 2022).</p> <p>Der direkte Kontakt des Personals mit dem Klärschlamm während der Behandlungsverfahren ist als unwahrscheinlich einzuschätzen. Allerdings belegen Studien, dass aus Kläranlagen insbesondere FTOHs Emissionen in die Luft abgegeben</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
		<p>wurden (Ahrens et al., 2011; Frömel et al., 2016). Es ist anzunehmen, dass das Personal diesen Emissionen in der Kläranlage sowie bei weiteren Behandlungsverfahren ausgesetzt sein können, jedoch liegen die gemessenen FTOH Konzentrationen weit unterhalb dem TRGS 900 Grenzwert von 0,01 mg/m³ für PFOS (da kein Grenzwert für FTOH vorliegen, wird der Grenzwert von PFOS als Vergleichswert herangezogen).</p> <p>Die Verwertung von Klärschlamm, Klärschlammgemischen oder Klärschlammkompost als Stoff nach Düngegesetz wird durch die Vorgaben der AbfKlärV geregelt und beschränkt diese auf Böden der Landwirtschaft und des Landschaftsbau (LfU Bayern, 2022). Eine Vielzahl von landwirtschaftlichen Flächen werden bereits durch die AbfKlärV ausschlossen wie z.B. Dauergrünland, Obst- und Gemüseanbauflächen, Ackerfutteranbauflächen, ökologischer Landbau oder Flächen in Wasserschutzgebieten, Naturschutzgebieten und Nationalparks (LfU Bayern, 2019). Potentielle Anwendungsbereiche sind unter anderem Kulturen wie Getreide, Ölsaaten und Energiepflanzen bzw. die eingeschränkte Nutzung beim Anbau von Zuckerrüben und Mais, wenn der Klärschlamm vor der Aussaat eingearbeitet wird. In solchen Kulturen können dann die im Klärschlamm enthaltenen PFAS wiedergefunden werden, da sie von den Pflanzen aufgenommen worden sind.</p> <p>Die DüMV enthält seit 2017 einen Grenzwert für PFAS (Anlage 2 Tab. 1.4 Nr. 1.4.9) von 100 µg/kg TM sowie eine Kennzeichnungsschwelle ab 50 µg/kg TM, der als Summenwert aus PFOS und PFOA definiert ist. Wird der Grenzwert überschritten, darf der Klärschlamm nicht als Düngemittel verwertet und daher nicht auf Böden ausgebracht werden (LfL, 2021). Laut Klärschlammverordnung müssen Klärschlämme generell regelmäßig auf PFOS und PFOA untersucht werden.</p> <p>Neun der insgesamt 71 in dieser Studie betrachteten Proben liegen über dem Grenzwert der DüMV von 100 µg/kg für PFOS und PFOA und weitere elf über dem Wert zur Kennzeichnungspflicht von 50 µg/kg für PFOS und PFOA. Die meisten der betrachteten Studien untersuchten Klärschlämme aus kommunalen Kläranlagen, von welchen acht der Proben über dem Grenzwert der DüMV liegen. Becker et al. (2008) zufolge weisen Kläranlagen, die ausschließlich Abwässer aus Haushalten behandeln, deutlich geringere PFOS und PFOA Konzentrationen auf. Die Studie des UBA von Frömel et al. (2016) hebt den Unterschied zwischen industriellen und kommunalen Kläranlagen hervor, denn dort konnten alle stark erhöhten Konzentrationen der Klärschlämme mit Summenwerten von 294 – 354 µg/kg für PFOS und PFOA einer industriellen Kläranlage zugewiesen werden.</p> <p>Die erhaltenen Daten des LANUV (2022a) wurden ebenfalls auf ihre PFOS und PFOA Konzentrationen hin analysiert. Dabei wurden nur Klärschlämme untersucht, welche als Düngemittel vorgesehen waren. Von 1362 individuellen Proben lagen nur 26 oberhalb des Grenzwertes von 50 µg/kg und zwei Proben oberhalb des Grenzwertes von 100 µg/kg für die Summe aus PFOS und PFOA, welche somit nicht als Dünger verwendet werden dürfen.</p> <p>Berechnungen von Stahl et al. (2018) zufolge ist mit der Masse an Klärschlamm, die 2015 auf Böden der Landwirtschaft und des Landschaftsbau in Deutschland ausgebracht wurde, die Menge von 9,3 kg PFOA und PFOS in die Umwelt gelangt. In dieser Studie wurde hingegen errechnet, dass ca. 26 kg an PFAS durch die stoffliche Verwertung von PFAS in</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
		<p>der Landwirtschaft und im Landschaftsbau in die Umwelt gelangt. Dieser Wert beinhaltet jedoch mehr PFAS als nur PFOS und PFOA.</p> <p>Manche Bundesländer, wie beispielweise Bayern, hatten bereits vor dem Inkrafttreten der novellierten AbfKlärV beschlossen, dass die Ausbringung von Klärschlamm in der Landwirtschaft mittelfristig beendet werden soll (LfL, 2021). Gemäß der AbfKlärV von 2017 wird die Verwendung von Klärschlamm in Deutschland auf Böden ab 2029 nur noch für Klärschlämme aus kleinen Kläranlagen (&lt; 100.000 EW ab 2029, &lt; 50.000 EW ab 2032) möglich sein. Die Ausbringung ist nur dann möglich, wenn die Klärschlämme den Anforderungen der AbfKlärV und des Düngerechts entsprechen. Somit ist es obligatorisch die PFAS Konzentration zu ermitteln, belastete Klärschlämme der energetischen Verwertung zuzuführen und somit eine Gefährdung von Böden, Pflanzen, Grundwasser und dem Menschen zu minimieren.</p>
Thermische Behandlung	89,69	<p>Insgesamt werden 77% der kommunalen Klärschlämme in Deutschland thermisch behandelt, was einer PFAS-Fracht von ca. 90 kg entspricht. Der Umweltkontext der Verbrennung von Abfällen ist in Kapitel 3.5.1 beschrieben.</p>
Ablagerung auf Deponien/sonstiges	1,12	<p>Es werden ca. 1% der Klärschlämme sonstig verwertet, wozu z.B. die Abgabe an Trocknungsanlagen und unbekannte Entsorgungswege zählen. Insgesamt wird ist diesen Entsorgungswegen eine Fracht von ca. 1 kg PFAS.</p> <p>Da davon ausgegangen wird, dass diese Entsorgungswege den Klärschlamm nicht zerstören, sondern weiterverwerten wird für den Umweltkontext und die Risiken auf obige Kapitel bezüglich des Recyclings verwiesen.</p> <p>Die Deponierung von Klärschlamm ist in Deutschland verboten.</p>

### 3.5.3 Papier

**Tabelle 51: Umweltkontext der PFAS im Abfallstrom der Papiere für die Behandlungswege der stofflichen Verwertung, der thermischen Beseitigung und der Ablage auf einer Deponie/sonstiges.**

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
Stoffliche Verwertung	3.169,17	<p>Es wird angenommen, dass ca. 80% des Altpapieraufkommens recycelt wird (siehe Kapitel 3.4.3.2), was in diesem Vorhaben einer Menge an 3.170 kg PFAS entspricht.</p> <p>In der Recyclinganlage wird das Papier zunächst sortiert und getrennt, um verschiedene Papierkategorien zu erhalten (z. B. Karton, Zeitschriftenpapier, Computerpapier usw.). Wenn die Sortierung manuell erfolgt, besteht die Gefahr, dass das Personal mit dem mit PFAS kontaminierten Papier in Berührung kommen. Obwohl die dermale Aufnahme von PFAS als potentieller Übertragungsweg für PFAS identifiziert wurde, fehlen wissenschaftliche Daten über das Risiko, das sie darstellen könnte</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
		<p>(Ragnarsdóttir et al., 2022). Eine Studie, die mögliche Wege der Exposition des Menschen gegenüber PFAS untersuchte, darunter die Aufnahme über die Haut, kam jedoch zu dem Schluss, dass die Aufnahme von Lebensmitteln und Getränken der wichtigere Expositionsweg des Menschen gegenüber PFAS darstellt als die Aufnahme über die Haut (Poothong et al., 2020). Da es PFAS gibt, die zur Verwendung in Lebensmittelkontaktpapieren zugelassen sind, wird das Risiko einer gesundheitsschädlichen Exposition durch den Hautkontakt mit PFAS in der Abfallphase von Papieren als gering angesehen.</p> <p>Nach der Sortierung wird das Papier zerkleinert und schließlich mit Wasser und Chemikalien gemischt, um Papierfasern zu gewinnen. Bei der Zerkleinerung entsteht Staub, was wiederum ein höheres Risiko für das Einatmen kleiner, kontaminierten Partikel durch die Arbeitnehmer mit sich bringt. Neben dem physischen Hautkontakt ist auch die Möglichkeit der Inhalation von PFAS nicht zu vernachlässigen. In einer Studie von Strakova et al. (2021) konnten halbflüchtige Präkursoren (z. B. FTOH) am häufigsten in den analysierten papierbasierten Lebensmittelverpackungen nachgewiesen werden. FTOH haben einen höheren Dampfdruck als Perfluorsäuren (Perfluorcarbonsäuren und Perfluorsulfonsäuren) und können dadurch öfter in der Gasphase nachgewiesen werden (Ahrens et al., 2011; Schlummer et al., 2013). Schlummer et al. (2013) haben FTOH in einer Küche gemessen, in der fluorbeschichtete Papiere gehandhabt werden und konnten dabei nachweisbare Mengen an FTOH messen, jedoch befanden sich alle Messwerte unterhalb von 0,5 ng/m<sup>3</sup>, womit der Arbeitsplatzgrenzwert der TRGS 900 von 0,01 mg/m<sup>3</sup> für PFOS nicht überschritten wird (da kein Grenzwert für FTOH vorliegen, wird der Grenzwert von PFOS als Vergleichswert herangezogen). Es ist anzunehmen, dass PFAS Konzentrationen in Papierrecyclinganlagen und Anlagen, welche Recyclingpapier verwenden höher sein könnten, jedoch sollte dies durch Messungen geprüft werden.</p> <p>PFAS können auch ins Abwasser gelangen, da beim Recycling große Mengen an Wasser verwendet werden. Dies ist insbesondere bei kurzkettigen PFAS der Fall. Da diese sehr mobil sind und ein geringes Adsorptionspotential haben, können sie leicht ins Wasser gelangen (Brendel et al., 2018). Langkettige PFAS hingegen neigen eher dazu, an feste Partikel zu binden (Knutsen et al., 2019). Hierbei gelten generell die Grenzwerte im Anhang 28 der Abwasserverordnung, jedoch sind dort keine Grenzwerte für PFAS gelistet, sondern nur ein Gebot zur Minimierung der Einsatzmengen.</p> <p>Strakova et al. (2021) konnten PFAS sowohl in kompostierbaren Lebensmitteln zum Mitnehmen (z. B. Zuckerrohrschalen) als auch in Verpackungen von Fast-Food-Ketten zum Mitnehmen (z. B. Pizzakarton, Burgerpapier, Donut-Tüte) nachweisen. Da diese Produkte nach dem Gebrauch in der Regel mit Öl und Speiseresten verunreinigt sind, sollten sie über die gelbe Mülltonne (als Leichtverpackungen) und nicht über die Altpapiertonnen entsorgt werden. Falls sie fälschlicherweise über die Altpapiertonnen entsorgt werden, kann das zu einer weiteren Verunreinigung neuer Produkte führen. Ebenso können PFAS aus kompostierbaren Materialien Bioabfälle und künftigen Kompost für die Bodendüngung verunreinigen. Deshalb sollten potentiell PFAS-haltige Papiere nicht kompostiert werden. Dies war höchstwahrscheinlich in Rastatt der Fall, wobei PFAS-belasteter Papierschlamm und Kompost über mehrere Jahre hinweg auf Ackerböden aufgetragen wurden, wodurch diese Böden signifikant höhere PFAS-Konzentrationen aufweisen (Rastatt, 2022a).</p>

<b>Abfallbehandlung</b>	<b>Menge des Stoffes (kg/a)</b>	<b>Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt</b>
		<p>Generell können nicht zugelassene PFAS, durch die Verwendung von Recyclingpapieren, jedoch auch von Neuware, bei der Verwendung in Lebensmittelverpackungen mit dem Lebensmittel in Kontakt kommen und schließlich aus dem Papier in das Lebensmittel migrieren. Eine Studie von (Fengler et al., 2011) bestätigte, dass PFAS, insbesondere FTOH, bei bestimmten Temperaturen aus Lebensmittelverpackungen in Lebensmittel migrieren können.</p> <p>Um die Risiken zu minimieren, könnten stark kontaminierte Papierabfälle bzw. Papierabfälle mit hohem Risiko PFAS zu enthalten von den übrigen Papierabfällen getrennt und mit einem geeigneten Abfallbehandlungsverfahren, z.B. der thermischen Abfallbehandlung, behandelt werden.</p>
Thermische Behandlung	780,13	<p>Insgesamt werden 19,3% der Papierabfälle energetisch verwertet, was einer PFAS-Fracht von ca. 780 kg entspricht (siehe Kapitel 3.4.3.2). Der Umweltkontext der Verbrennung von Abfällen ist in Kapitel 3.5.1 beschrieben.</p>
Deponierung/sonstiges	12,16	<p>Papierabfälle werden nur in geringem Umfang (0,3 %) systembedingt deponiert (Die Papierindustrie, 2020), was einer PFAS Fracht von ca. 12 kg entspricht. Der größte Teil der Papierabfälle kann jedoch thermisch behandelt werden. Dennoch können Risiken nicht ausgeschlossen werden.</p> <p>Im Sickerwasser von Deponien können PFAS nachgewiesen werden (Rijkswaterstaat, 2020), was darauf schließen lässt, dass diese durch Regen und Witterung ausgewaschen werden und ins Sickerwasser gelangen. Die Perfluoralkylsäuren können auch durch die Zersetzung von Seitenkettenfluorierten Polymeren in das Sickerwasser gelangen. Diese Polymere haben eine Kohlenstoffhauptkette und PFAS als Seitenkette, welche typischerweise über Ester- oder Amidbindungen mit der Hauptkette verbunden sind. Diese Bindungen sind leicht zu spalten, wodurch die Seitenketten PFAS mit der Zeit langsam abgetrennt und ausgewaschen werden können (OECD, 2022).</p> <p>Das Sickerwasser sammelt sich auf dem Boden der Deponie. Viele moderne Deponien sind mit Sammelsystemen ausgestattet, um das anfallende Sickerwasser aufzufangen. Dieses wird dann entweder vor Ort behandelt oder wird direkt in eine Kläranlage geleitet, jedoch sind diese wie bereits erwähnt, nicht in der Lage PFAS zu zerstören (W. Zhang et al., 2022), ebenso wenig wie die Behandlung von Deponiesickerwasser vor Ort (Travar et al., 2020). In den USA konnte gezeigt werden, dass Kläranlagen, welche Sickerwasser von Deponien bekommen, bis zu drei Mal höhere PFAS-Konzentrationen im Zufluss aufweisen als Kläranlagen, die kein Sickerwasser bekommen. PFAS-Konzentrationen im Sickerwasser waren um ein 10-faches höher als im Zufluss der Kläranlagen (Masoner et al., 2020). Dabei sammeln sich kurzkettige PFAS eher im Sickerwasser an, während langkettige PFAS sich eher an Feststoffe binden (Knutsen et al., 2019). Daher stellt sowohl unbehandeltes als auch behandeltes Sickerwasser ein Risiko dar. So kann beispielsweise mit PFAS kontaminiertes Abwasser in Oberflächengewässer eindringen und schließlich in die Nahrungskette gelangen. Ebenfalls kann das Sickerwasser in die Böden der Deponie übertreten und diese mit den enthaltenen Schadstoffen kontaminieren.</p> <p>Deponien und Kläranlagen können ebenfalls PFAS in die Luft emittieren, insbesondere halbflüchtige Vorläuferstoffe (z. B. FTOH, FOSE, FOSA), die häufig in der Textilindustrie verwendet werden (Ahrens et al., 2011; B. Wang et al., 2020). Einmal in</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
		<p>der Luft, können PFAS weite Strecken zurücklegen und sich auf dem Boden ablagern, weshalb einige PFAS, PFOS, PFOA und PFHxS als persistente organische Schadstoffe (POP) identifiziert wurden. In der Nähe ihrer Freisetzung können sie auch von den Menschen vor Ort eingeatmet werden. In Kanada konnten FTOH, FOSA und FOSE in und um Deponien und Kläranlagen nachgewiesen werden. Die Konzentrationen auf den Deponien konnten dabei für Einzelstoffe bis zu 17 ng/m<sup>3</sup> (8:2 FTOH) und bei den Kläranlagen bis zu 12 ng/m<sup>3</sup> (6:2 FTOH) erreichen (Ahrens et al., 2011). Beide Werte liegen jedoch deutlich unter dem TRGS 900 Grenzwert von 0,01 mg/m<sup>3</sup> für PFOS (da kein Grenzwert für FTOH vorliegen, wird der Grenzwert von PFOS als Vergleichswert herangezogen). Die höchsten PFOS- (171 pg/m<sup>3</sup>) und PFOA-Konzentrationen (47,3 pg/m<sup>3</sup>) wurden in einer Kläranlage gemessen, jedoch liegen diese Werte auch weit unterhalb des TRGS 900 Grenzwertes.</p> <p>Um die Risiken (z. B. direkter Eintrag von PFAS aus der Deponie in die Umwelt, Einatmen von PFAS auf der Deponie) zu minimieren, wird eine regelmäßige Wartung der Sickerwassersammelsysteme empfohlen. Die Fällung und Adsorption sind effektive Methoden, um PFAS aus der Flüssigphase zu entfernen und anschließend thermisch zu zerstören (D. T. Held &amp; Reinhard, 2020).</p> <p>Im Allgemeinen sollten mit PFAS kontaminierte Papierabfälle nicht deponiert werden, da die PFAS nicht zerstört werden. Die thermische Abfallbehandlung ist die empfohlene Form der Entsorgung.</p>

### 3.5.4 Böden

**Tabelle 52:** Umweltkontext der PFAS im Abfallstrom der Böden für die Behandlungswege der stofflichen Verwertung, der thermischen Beseitigung und der Ablage auf einer Deponie/sonstiges.

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
Stoffliche Verwertung	1.922,22	<p>Etwa 80 % der anfallenden Bodenabfälle werden stofflich verwertet, meist durch Verfüllung, d. h. geeignete nicht gefährliche Abfälle werden zur Rekultivierung von Aushubflächen oder zur Landschaftsgestaltung verwendet. Das BMUV hat Anfang 2022 einen Leitfaden für die PFAS Bewertung veröffentlicht, in dem Grenzwerte für PFAS in Böden aufgelistet werden (BMUV, 2022b). Dabei werden die Böden je nach PFAS-Konzentration in einem 2:1 Schütteleluat in drei Kategorien aufgeteilt (insgesamt werden 7 PFAS erwähnt). (1) Bei niedrigen Konzentrationen dürfen die Böden uneingeschränkt verwertet werden. (2) Bei erhöhten Konzentrationen dürfen die belasteten Böden nur in Gebieten mit bereits erhöhten PFAS-Gehalten eingeschränkt im offenen Einbau verwendet werden. (3) Bei Böden mit stark erhöhten PFAS-Konzentrationen dürfen die Böden nur noch eingeschränkt in technischen Bauwerken mit definierten Sicherungsmaßnahmen eingebaut werden. Ziel dieser Einschränkung ist es eine Grundwasserkontamination mit PFAS zu vermeiden (BMUV, 2022b). In den erhaltenen</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
Thermische Behandlung	0,55	<p>Eluatproben aus Rastatt liegen 3244 Proben unterhalb der Konzentrationen der ersten Kategorie, 284 über den Konzentrationen der ersten Kategorie, aber unter denen der zweiten Kategorie, 770 über den Konzentrationen der zweiten Kategorie, aber unter denen der dritten Kategorie und 726 Proben über den Grenzwerten der dritten Kategorie (insgesamt 5004 Proben). Dem Leitfaden zufolge können damit rund 70% der Proben uneingeschränkt verwendet werden.</p> <p>Im Allgemeinen kann die Verfüllung mit demselben Boden erfolgen, der ausgehoben wurde, oder mit importiertem Material, je nach den Anforderungen des Standorts (Designing Buildings, 2022). Bei der Verwendung von PFAS-kontaminierten Bodenmaterial kann das Rohmaterial mit PFAS vermischt werden. Das überschüssige Bodenmaterial bei Baumaßnahmen wird normalerweise zwischengelagert und später für andere Zwecke verwendet. Auf diese Weise kann mit PFAS kontaminiertes Bodenmaterial von einem Standort zum anderen transportiert und verteilt werden.</p> <p>Die PFAS im Boden binden dann meistens an die Feststoffpartikel, jedoch ist dieser Prozess reversibel, wodurch die PFAS ausgewaschen werden und z.B. in Grundwasser gelangen können. Ebenfalls können sie von Pflanzen und anschließend von Menschen und Tier aufgenommen werden. Für beide Prozesse (Aufnahme und Auswaschen) ist die Bodenart von besonderer Bedeutung, da manche Böden PFAS besser binden als andere. Jedoch fehlt es hierzu an konkreten Studien (Scheurer et al., 2021).</p> <p>Bei dem Ausheben und der Verfüllung von Bodenmaterial können PFAS, insbesondere flüchtige PFAS wie z.B. FTOH, in die Gasphase übergehen und eingeatmet werden. Ebenfalls kann es zu Hautkontakt kommen. Es könnte deshalb in Erwägung gezogen werden geeignet Schutzausrüstung (z.B. Schutzmaske und Handschuhe) bei solchen Maßnahmen zu tragen. Um die Notwendigkeit für solche Schutzmaßnahmen festzustellen sollten geeignete Luftmessungen durchgeführt werden.</p> <p>Generell wird empfohlen, PFAS-kontaminierte Böden zu sanieren, bevor sie weiterverwendet werden. Verfahren zur Sanierung kontaminiert Böden können durch In-situ- und Ex-situ-Sanierung durchgeführt werden, darunter die biologische, chemische, physikalische oder thermische Bodensanierung. Aufgrund der hohen chemischen und thermischen Stabilität und der extremen Persistenz kann die Entfernung von PFAS jedoch eine große Herausforderung darstellen. Beispielsweise können spezielle Lösungen, Additive oder Materialien dem Boden zugeführt werden, um die PFAS herauszulösen bzw. zu immobilisieren (Bolan et al., 2021). Keiner dieser Methoden ist großtechnisch verfügbar oder führt zur vollständigen Zerstörung der PFAS.</p> <p>Gängigere Sanierungsmethoden sind z.B. die Bodenwäsche, Immobilisierung der PFAS und die thermische Desorption, jedoch fehlen oft Daten zur Effektivität dieser Methoden, weshalb sich die Sanierung aktuell auf Pump-and-Treat und Bodenaustausch als Hauptverfahren fokussiert (D. T. Held &amp; Reinhard, 2020).</p> <p>PFAS in Böden können thermisch effektiv durch hohe Temperaturen (<math>&gt;1.200^{\circ}\text{C}</math>) zerstört werden (UBA, 2020b), jedoch können auch chemische Behandlungsverfahren PFAS zerstören (Bolan et al., 2021). Biologisch können PFAS nicht zerstört werden, es findet lediglich ein Abbau der Präkursoren zu den analogen Perfluorsäuren statt.</p> <p>Nur ein sehr geringer Anteil der als Abfall anfallenden Böden in Deutschland werden thermisch behandelt (0,03%), was einer PFAS Fracht von nur ca. 0,5 kg entspricht. Der Umweltkontext der Verbrennung von Abfällen ist in Kapitel 3.5.1 beschrieben.</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
Ablagerung auf Deponien/sonstiges	337,60	<p>In Deutschland ist die Deponierung PFAS-haltiger Böden grundsätzlich möglich (UBA, 2020b). Es werden ca. 15% des als Abfall anfallenden Bodenmaterials auf Deponien abgelagert, was laut der Berechnungen in diesem Vorhaben einer Fracht von ca. 337 kg PFAS entspricht.</p> <p>Nach der Ablagerung auf einer Deponie können (gefährliche) Stoffe durch Auswaschung durch Regen auslaugen. Das Regenwasser sammelt sich letztendlich auf dem Boden der Deponie.</p> <p>In den Niederlanden wurde das Sickerwasser von Deponien, auf denen kontaminiertes Bodenmaterial abgelagert wurde, auf PFAS hin untersucht. Dabei konnten Konzentrationen von Einzelstoffen von bis zu 16 µg/L (PFBS) nachgewiesen werden (Rijkswaterstaat, 2020), was verdeutlicht, dass Deponien keine geeignete Methode sind, um PFAS effektiv zu zerstören. Die Perfluoralkylsäuren können auch durch die Zersetzung von Seitenkettenfluorierten Polymeren in das Sickerwasser gelangen. Diese Polymere haben eine Kohlenstoffhauptkette und PFAS als Seitenkette, welche typischerweise über Ester- oder Amidbindungen mit der Hauptkette verbunden sind. Diese Bindungen sind leicht zu spalten, wodurch die Seitenketten PFAS mit der Zeit langsam abgetrennt und ausgewaschen werden können (OECD, 2022).</p> <p>Viele moderne Deponien mit Sammelsystemen ausgestattet sind, um das anfallende Sickerwasser aufzufangen. Dieses wird dann entweder vor Ort behandelt oder wird direkt in eine Kläranlage geleitet, jedoch sind diese wie bereits erwähnt, nicht in der Lage PFAS zu zerstören (W. Zhang et al., 2022), ebenso wenig wie die Behandlung von Deponiesickerwasser vor Ort (Travar et al., 2020). In den USA konnte gezeigt werden, dass Kläranlagen, welche Sickerwasser von Deponien bekommen, bis zu drei Mal höhere PFAS-Konzentrationen im Zufluss aufweisen als Kläranlagen, die kein Sickerwasser bekommen. PFAS-Konzentrationen im Sickerwasser waren um ein 10-faches höher als im Zufluss der Kläranlagen (Masoner et al., 2020). Dabei sammeln sich kurzketige PFAS eher im Sickerwasser an, während langketige PFAS sich eher an Feststoffe binden (Knutson et al., 2019). Daher stellt sowohl unbehandeltes als auch behandeltes Sickerwasser ein Risiko dar. So kann beispielsweise mit PFAS kontaminiertes Abwasser in Oberflächengewässer eindringen und schließlich in die Nahrungskette gelangen. Ebenfalls kann das Sickerwasser in die Böden unterhalb der Deponie übertreten und diese mit den enthaltenen Schadstoffen kontamieren.</p> <p>Deponien und Kläranlagen können ebenfalls PFAS in die Luft emittieren, insbesondere flüchtige Vorläuferstoffe (z. B. FTOH, FOSE, FOSA), die häufig in der Textilindustrie verwendet werden (Ahrens et al., 2011; B. Wang et al., 2020). Einmal in der Luft, können PFAS weite Strecken zurücklegen und sich auf dem Boden ablagern, weshalb einige PFAS, PFOS, PFOA und PFHxS als persistente organische Schadstoffe (POPs) identifiziert wurden. In der Nähe ihrer Freisetzung können sie auch von dem Personal vor Ort eingearbeitet werden. In Kanada konnten FTOH, FOSA und FOSE in und um Deponien und Kläranlagen nachgewiesen werden. Die Konzentrationen auf den Deponien konnten dabei für Einzelstoffe bis zu 17 ng/m³ (8:2 FTOH) und bei den Kläranlagen bis zu 12 ng/m³ (6:2 FTOH) erreichen (Ahrens et al., 2011). Beide Werte liegen jedoch deutlich unter dem TRGS 900 Grenzwert von 0,01 mg/m³ für PFOS (da kein Grenzwert für FTOH vorliegen, wird der Grenzwert von PFOS als Vergleichswert herangezogen). Die höchsten PFOS- (171 pg/m³) und PFOA-Konzentrationen (47,3 pg/m³) wurden in einer Kläranlage gemessen, jedoch liegen diese Werte auch weit unterhalb des TRGS 900 Grenzwertes.</p>

Abfallbehandlung	Menge des Stoffes (kg/a)	Mögliche Risiken in Bezug auf den PFAS-Gehalt
		<p>Um die Risiken (z. B. direkter Eintrag von PFAS aus der Deponie in die Umwelt) zu minimieren, wird eine regelmäßige Wartung der Sickerwassersammelsysteme empfohlen. Die Fällung und Adsorption sind effektive Methoden, um PFAS aus der Flüssigphase zu entfernen und anschließend thermisch zu zerstören (D. T. Held &amp; Reinhard, 2020).</p> <p>Im Allgemeinen sollten mit PFAS kontaminierte Böden nicht deponiert werden, da die PFAS nicht zerstört werden (UBA, 2020b). Die thermische Behandlung oder die geeignete Deponierung mit entsprechenden Sicherungsmaßnahmen ist die empfohlene Form der Entsorgung. Ebenfalls kann die Untertagedeponierung in geeigneten Lagern in Betracht gezogen werden, insbesondere für hochkontaminierten Böden.</p>

### 3.6 Betrachtungen zu Abfallgrenzwerten für PFAS

Die Methodik für die Herleitung der Abfallgrenzwerte ist in Kapitel 2.9 beschrieben. Diese Methodik wurde für die Ableitung von POP-Abfallgrenzwerten entwickelt, kann jedoch in abgewandelter Form auch hier angewendet werden. Hierbei ergeben sich jedoch einige Schwierigkeiten und Herausforderungen.

#### Auswahl der zu untersuchenden PFAS

Eine wesentliche Herausforderung ist dabei die Frage, welche PFAS bei der Ableitung betrachtet werden sollen. Da POP-Substanzen häufig Einzelstoffe bzw. Kongenere sind, vereinfacht sich die benötigte Analytik, jedoch handelt es sich bei den PFAS um eine komplexe Stoffgruppe mit über 5.000 individuellen Substanzen. Es müssen daher Substanzen ausgewählt werden, anhand welcher der Grenzwert gemessen werden kann.

So wurden nach der Aufnahme von PFOS im Stockholmer Übereinkommen z.B. kürzerkettige PFAS wie z.B. PFHxS als Alternativen verwendet, welche nicht verboten waren. Aufgrund der ähnlichen Eigenschaften dieser Substanz zu PFOS wurde PFHxS im Jahr 2021 ebenfalls als POP gelistet. Eine solche Substitution eines gefährlichen Stoffes durch einen ähnlich gefährlichen Stoff wird als „regrettable Substitution“ (deutsch: „bedauerliche Substitution“) bezeichnet und sollte, wenn möglich, vermieden werden.

Die Gefahr einer solchen Substitution besteht insbesondere bei den PFAS, da strukturelle Analoga sehr einfach herzustellen sind. So werden häufig die sogenannten Telomersubstanzen eingesetzt, wie z.B. 6:2 FTS, welches das gleiche Kohlenstoffgerüst wie PFOS besitzt. Jedoch sind die beiden säurenahen Kohlenstoffatome nicht mit Fluor substituiert, sondern besitzen noch ihre Wasserstoffatome. Solche Substanzen zählen zu den Vorläufersubstanzen (bzw. polyfluorierten Verbindungen), da sich diese beiden Kohlenstoffe in der Natur abbauen lassen, wodurch schlussendlich die analoge Perfluor(carbon)säure (in diesem Fall PFHxA) vorliegt.

Daher sollten die Vorläufersubstanzen ebenfalls in einen abfallwirtschaftlichen Grenzwert mit einfließen. Werden nur Perfluorcarbon- und Sulfonsäuren bei dem Grenzwert betrachtet, werden ähnlich gefährliche Vorläufersubstanzen nicht mitbetrachtet, wodurch die PFAS-Last und das damit verbundene Risiko unterschätzt werden. Da die Anzahl an möglichen Vorläuferverbindungen jedoch sehr groß ist, ist es unrealistisch alle Vorläufersubstanzen einzeln zu messen.

Es wird daher eine Methode benötigt, durch welche die Vorläufersubstanzen mit in die Grenzwertbetrachtung eingezogen werden können, ohne sie als Einzelsubstanzen zu messen. Das aktuell am häufigsten angewendete Verfahren für eine solche Bestimmung ist das TOP-Assay. Dabei wird die zu untersuchende Probe mittels eines Peroxids oxidiert, wobei davon ausgegangen wird, dass alle Vorläufersubstanzen zu den analogen Perfluor(carbon)säuren oxidiert werden (vergleiche Kapitel 3.1.5). In der Realität ist dies nicht immer Fall. Es können beispielsweise auch kürzerkettige Perfluorcarbonsäuren oder nicht vollständig oxidierte Vorläuferverbindungen entstehen (Al Amin et al., 2021). Durch eine Einzelsubstanzbestimmung der Perfluorcarbon- und Sulfonsäuren vor und nach dem Top-Assay, kann die Belastung an Vorläufersubstanzen abgeschätzt werden. Es wird davon ausgegangen, dass Perfluorsulfonsäuren im TOP-Assay nicht angegriffen werden und stabil sind (Göckener et al., 2021). Ein Rückschluss auf die genauen eingesetzten Vorläufersubstanzen ist nicht möglich.

Für das TOP-Assay besteht jedoch bisher kein Standard. Göckener et al. (2022) konnte zeigen, dass in verschiedenen Laboren verschiedene Konzentrationen nach dem TOP-Assay ermittelt

wurden, obwohl alle Labore dieselbe Probe untersucht hatten. Damit die Ergebnisse der benötigten Analysen vergleichbar sind, wird empfohlen einen Standard für das TOP-Assay zu etablieren.

Für den Abfallgrenzwert könnten einfach detektierbare Substanzen als Grundlage verwendet werden. Beispielsweise werden in der DIN 38407-42 und der DIN 38414-14 die folgenden PFAS analysiert:

- ▶ PFBA
- ▶ PFPeA
- ▶ PFHxA
- ▶ PFHpA
- ▶ PFOA
- ▶ PFNA
- ▶ PFDA
- ▶ PFBS
- ▶ PFHxS
- ▶ PFHpS
- ▶ PFOS
- ▶ 6:2 FTSA (H4PFOS)
- ▶ PFOSA

Es wird vorgeschlagen die Auswahl an Perfluorsulfonsäuren auszuweiten und den Carbonsäuren anzupassen, damit die C4-C10 Säuren beider Substanzgruppen betrachtet werden. Dadurch ergibt sich eine Anzahl an 14 zu messenden PFAS:

- ▶ C4-C10 Perfluorcarbonsäuren
- ▶ C4-C10 Perfluorsulfonsäuren

Diese 14 Substanzen sollten vor und nach einem TOP-Assay gemessen werden, um die abfallgrenzwertrelevanten Konzentrationen der betrachteten Abfälle zu bestimmen. Da 6:2 FTSA und PFOSA beim TOP-Assay zu Perfluorcarbonsäuren abgebaut werden, sollten diese nicht in die Analysen miteinbezogen werden.

### **Herleitung der Grenzwerte**

Eine weitere Herausforderung bei der Anpassung der POP-Systematik ist die Herleitung des Grenzwertes. Häufig wird nur eine Substanz betrachtet, wodurch sich für jedes Kriterium nur ein Wert ergibt. Da hier jedoch vorgeschlagen wird 14 individuelle PFAS zu messen, müssten auch 14 individuelle Grenzwerte entwickelt werden, welche am Ende summiert werden. Es konnten jedoch nicht ausreichend Daten für jede Substanz identifiziert werden. Insbesondere bei den Umweltrisiken fehlt es an aussagekräftigen Daten, um ein oberes Begrenzungskriterium ermitteln zu können.

Für das weitere Vorgehen wird ein möglicher Grenzwert deshalb für PFOS und PFOA hergeleitet, da für diese die meisten Daten identifiziert werden konnten. Es wird für die Herleitung des Summengrenzwertes angenommen, dass die anderen Carbon- und Sulfonsäuren sich ähnlich verhalten und somit der gleiche Grenzwert wie für PFOS und PFOA angewendet. Beispielsweise, falls ein Grenzwert von 1 mg/kg für PFOS hergeleitet wird, würde dies ein Grenzwert für die Summe der 7 Perfluorsulfonsäuren von 7 mg/kg ergeben (analoge Vorgehensweise zu REACH-Beschränkungen, siehe z.B. Summengrenzwert für die langkettigen Perfluorcarbonsäuren (Eintrag 68 in Anhang XVII der REACH-VO)). Gleiches gilt für PFOA und die Perfluorcarbonsäuren.

Für weitere Herleitungen in der Zukunft werden mehr Daten zu den einzelnen Perfluoralkysäuren benötigt, insbesondere zu den Umweltauswirkungen dieser Stoffe, damit für jeden Einzelstoff ein separater Grenzwert hergeleitet werden kann.

#### **TOP-Assay**

Das Projektteam schlägt vor das TOP-Assay mit in die Betrachtung einzubeziehen. Daher werden Daten für solche Messungen benötigt. Da dies ein relativ neues Verfahren ist konnten jedoch bisher nur sehr wenige Daten zu TOP-Assay Messungen identifiziert werden (siehe Kapitel 3.1.5).

Zum Beispiel konnte Norwegian Environment Agency (2021) bis zu 52-fach höhere Konzentrationen für PFBA in Teppichproben nach einem TOP-Assay nachweisen. Generell waren die Konzentrationen der Perfluorcarbonsäuren nach dem TOP-Assay um ein 15-faches höher als vor dem TOP-Assay, was auf eine hohe Last an Präkursoren schließen lässt.

Bei den Bodenmesswerten aus Rastatt wurden ab 2019 ebenfalls TOP-Assay Messungen durchgeführt. Hierbei konnte eine bis zu maximal 16-fache höhere Konzentration der Summe der Perfluorcarbon- und sulfonsäuren (C4-C14 PFCA und C4-C10 PFSA) festgestellt werden. Die durchschnittlichen Erhöhungen lagen um den Faktor 4, jedoch wurde nur ein Summenwert für die Messungen nach dem TOP-Assay angegeben, wodurch nicht darauf zurückgeschlossen werden kann, welche Perfluorsäuren gebildet wurden.

Für eine genaue Ableitung eines Grenzwertes müssen für den betrachteten Abfallstrom genügend Messungen vor und nach dem TOP-Assay und jeweils für die zu betrachteten Einzelstoffe vorliegen. So könnte für jede Einzelstoffe eine durchschnittliche Konzentrationserhöhung nach dem TOP-Assay bestimmt werden, womit die durchschnittliche Belastung des Abfallstroms mit Vorläufersubstanzen abgeschätzt werden könnte. Dies würde bei der Herleitung der Hintergrundbelastung wertvolle Daten liefern.

Da für dieses Vorhaben Daten zum TOP-Assay fehlen, wurden die Vorläufersubstanzen „rechnerisch oxidiert“. Dabei wurde angenommen, dass jede Vorläuferverbindung zur analogen Perfluorcarbonsäure vollständig oxidiert wird. Nebenprodukte oder unvollständige Oxidation ebenso wie das Aufbrechen der Perfluorierten Kohlenstoffkette wurden nicht mitberücksichtigt. Die Folgende Tabelle 53 stellt die gefundenen Vorläufersubstanzen und analoge Perfluorsäuren da:

**Tabelle 53: Die in diesem Vorhaben identifizierten Vorläufersubstanzen und assoziierten Perfluorcarbonsäuren nach dem TOP-Assay**

Vorläufer	Perfluorcarbonsäure(n) nach dem TOP-Assay
PFOSA	PFOA
HPFHpA	Es wird angenommen, dass diese Substanz nicht oxidiert wird
H2PFDA	PFNA
H4PFUnDA	PFNA

Vorläufer	Perfluorcarbonsäure(n) nach dem TOP-Assay
4:2 FTS	PFBA
6:2 FTS	PFHxA
8:2 FTS	PFOA
FOSAA	PFOA
6:2 diPAP	PFHxA
8:2 diPAP	PFOA
diSAMPAP	PFOA
SAmPAP	PFOA
H-DONA/ ADONA	Perfluoro-3-methoxypropanoic acid (PFMOPrA; CAS 377-73-1) (C. Zhang et al., 2019)
N-MeFOSAA	PFOA
N-EtFOSAA	PFOA
6:2 PAP	PFHxA
8:2 PAP	PFOA
PFECHS	Es wird angenommen, dass diese Substanz nicht oxidiert wird
7H-PFH <sub>n</sub> A	Es wird angenommen, dass diese Substanz nicht oxidiert wird
EtFOSAA	PFOA
N-MeFOSA	PFOA
N-EtFOSA	PFOA
9Cl-PF3ONS	Wird nicht oxidiert (C. Zhang et al., 2019)
11Cl-PF3OUDs	Es wird angenommen, dass diese Substanz nicht oxidiert wird
HFPO-DA	Wird nicht oxidiert (C. Zhang et al., 2019)
10:2 diPAP	PFDA
6:2/8:2 diPAP	PFHxA, PFOA
8:2/10:2 di- PAP	PFOA, PFDA

Über die molare Masse der Vorläufersubstanzen und der Perfluorcarbonsäuren wurden die (theoretischen) Konzentrationen nach dem TOP-Assay errechnet.

Aufgrund der Komplexität der Herleitung der Abfallgrenzwerte und der teilweise mangelhaften Datenlage wird der Grenzwert beispielhaft anhand der Bodendaten hergeleitet, da bei weitem am meisten Daten für diesen Abfallstrom vorliegen. Es werden jedoch auch Daten für die anderen drei Abfallströme dargestellt, soweit identifiziert.

Die durchschnittlichen Konzentrationen für PFAS in Böden nach und vor dem rechnerischen TOP-Assay, können in Tabelle 54 gefunden werden. Für die weitere Betrachtung wurden die Konzentrationen nach dem rechnerischen TOP-Assay verwendet, um die Vorläufersubstanzen miteinzubeziehen.

**Tabelle 54:** Durchschnittliche PFAS-Konzentrationen in Böden vor und nach dem rechnerischen TOP-Assay. Alle Werte in [µg/kg]

Substanz	Mittelwert	Median	Mittelwert nach TOP-Assay	Median nach TOP-Assay
ΣPFCA	11,90	0,14	13,59	0,14
ΣPFSA	3,50	0,00	3,50	0,00
ΣPFPA	0,00	0,00	0,00	0,00
ΣPräkursoren	2,14	0,00	0,00	0,00
<b>ΣPFAS</b>	<b>17,53</b>	<b>0,21</b>	<b>17,55</b>	<b>0,21</b>

Es ist zu erkennen, dass der Mittelwert für die Perfluorcarbonsäuren nach dem Top-Assay höher ist als davor und dass die Präkursoren eine Konzentration von 0 µg/kg aufweisen, da sie oxidiert wurden. Die Konzentrationen für die Perfluorsulfonsäuren sind unverändert. Es sollte erwähnt werden, dass diese Konzentrationen die tatsächliche Belastung wahrscheinlich unterschätzen, da durchschnittlich um einen Faktor 4 höhere Konzentrationen nach dem TOP-Assay nachgewiesen werden konnten (siehe oben).

Hinzu kommt, dass per- und polyfluorierte Polymere, insbesondere seitenkettenfluorierte Polymere, beim TOP-Assay oft nicht mitbetrachtet werden. Die Extraktion mit Methanol ist meistens nicht in der Lage diese Polymere zu lösen, wodurch sie beim TOP-Assay nicht oxidiert werden. Dadurch werden sie oft nicht mit analysiert, wodurch die tatsächliche Fracht an PFAS selbst mit TOP-Assay unterschätzt werden kann. Um dieses Problem zu umgehen, wird neuerdings das direkte TOP-Assay (dTOP) angewendet bei dem die Extraktion mit Methanol nicht durchgeführt wird, sondern die Probe wird direkt mit dem Oxidationsmittel versetzt. Zum Beispiel Göckener et al. (2021) haben dieses Verfahren bei der Analyse von Bodenmaterialen erfolgreich angewendet.

### 3.6.1 Evaluierung der unteren und oberen Begrenzungskriterien für den Abfallstrom der Böden

#### 3.6.1.1 Untere Begrenzungskriterien

##### 3.6.1.1.1 Analyseverfahren

Die Bestimmungsgrenzen der PFAS-Analyseverfahren wurden größtenteils aus den analysierten Publikationen extrahiert. Da diese jedoch keine Kosten enthielten, wurde eine Kostenanfrage an ein analytisch spezialisiertes Forschungsinstitut gestellt.

**Tabelle 55:** Bestimmungsgrenzen und Kosten für die Analyse von PFAS in den 4 ausgewählten Abfallströmen

Produkt	Bestimmungsgrenze	Kosten	Quellen
Textilien	0,5 µg/kg		(Kotthoff et al., 2015)
	0,1-10 µg/kg (Perfluorsäuren) 40-200 µg/kg (Präkursorren)		(Janousek, Lebertz, et al., 2019)

Produkt	Bestimmungsgrenze	Kosten	Quellen
Klärschlamm/Boden (als Feststoff)	0,5 µg/kg		(Müller & Schlummer, 2011)
	1 µg/kg	150-300 €	(Forschungsinstitut, 2022)f
	10 µg/kg Trockenmasse		(DIN 38414-14, 2011)
	1 µg/kg		(Stahl et al., 2018)
	1 µg/kg		(Toshovski et al., 2020)
	2-3 µg/kg		(Sachsen-Anhalt, 2008)
Papier	0,5 µg/kg (Target analysis) 2,5 µg/kg (dTOP)		(Göckener et al., 2021)
	1 µg/kg	150-300 €	(Forschungsinstitut, 2022)
	0,3-1,7 mg/kg (Perfluorsäuren), 0,8-260 mg/kg (Präkursoren)		(Strakova et al., 2021)
	0,5 µg/kg		(Müller & Schlummer, 2011)
	0,5 µg/kg		(Kotthoff et al., 2015)
	1 µg/kg	150-300 €	(Forschungsinstitut, 2022)

Es ist zu erkennen, dass die typische Bestimmungsgrenze für PFAS in Böden zwischen 0,5-10 µg/kg schwankt, wobei die meisten gefundenen Bestimmungsgrenzen bei 1 µg/kg liegen. Weiterhin schwanken die Bestimmungsgrenzen in den einzelnen Publikationen je nach betrachter Verbindung etwas, jedoch in keinem signifikanten Maßstab (meistens ein Unterschied ≤ 1 µg/kg). Es wird deshalb für die weitere Bestimmung des Abfallgrenzwertes eine Bestimmungsgrenze von 1 µg/kg für die Perfluoralkylsäuren verwendet.

Die typischen Kosten für eine solche Bestimmung schwanken zwischen 150-300€ und sind größtenteils abhängig von der Anzahl an analysierten PFAS. Da sich dieser Kostenbereich unterhalb von 500€ befindet, werden diese Analysen vom Projektteam als wirtschaftlich vertretbar angesehen (siehe auch Kapitel 2.9.1.1 und (Potrykus et al., 2015)).

**Tabelle 56:** Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend auf typischen Detektionslimits für PFAS in Böden

	PFOS	PFOA
Grenzwert [µg/kg]	1	1

### 3.6.1.1.2 Hintergrundkontamination

Einige PFAS sind ubiquitäre Substanzen, welche über lange Strecken hinweg transportiert werden können, wodurch drei PFAS (PFOS; PFOA und PFHxA) bereits als POP gelistet sind. Daher sind viele Böden mit diesen PFAS belastet, obwohl sie nicht in der Nähe einer Punktquelle sind.

Brusseau et al. (2020) fasst Literaturdaten zu PFAS-Konzentrationen in Böden aus verschiedenen Publikationen zusammen (Hintergrund und potentiell belastet), welche in der folgenden Tabelle 57 dargestellt sind:

**Tabelle 57: Zusammenfassung von PFAS-Konzentrationen in Böden aus Brusseau et al. (2020). Alle Werte in [µg/kg]**

Daum	Minimale PFAS-Konzentration	Maximale PFAS-Konzentration	Anzahl der gemessenen PFAS	Maximale PFOA Konzentration	Maximale PFOS Konzentration	Land
2010/2013	0,3	3,9	12	3,4	1,7	Korea
2010	141	237	15	47,5	10,4	China
2010/2019	0,7	22	9	2	20	China
2011	<0,3	9,4	9	0,5	2,4	China
2011	0,1	8,5	12	2,8	0,9	China
2011	<0,1	1,7	12	0,5	0,7	China
2012	1,3	11	12	0,9	9,4	China
2012	<0,5	150	13	32	10	USA, China, Japan, Norwegen, Griechenland, Mexico
2012	<0,1	5,8	18	1,5	5,4	Tierra del Fuego & Antarktis
2013	<0,1	1,8	22	0,3	0,4	China
2013	<0,1	4,1	16	0,2	0,2	China
2014	<0,05	1,6	2	0,7	0,9	Korea
2014	<0,1	1,8	16	0,3	0,1	Nepal
2015	6	135	2	28	126	USA
2014/2015	0,7	28,8	11	9	0,3	China
2015	0,04	3,6	13	2,3	1,9	China
2016	0,3	5	17	25	2	China
2016	0,05	15	32	3,4	3,1	Multiple
2016	<0,5	71	12	33	59	USA
2016	0,1	4	21	4,2	2,7	China

Daum	Minimale PFAS-Konzentration	Maximale PFAS-Konzentration	Anzahl der gemessenen PFAS	Maximale PFOA Konzentration	Maximale PFOS Konzentration	Land
2017	<0,05	3,6	2	1,8	2,7	Korea
2017	1,9	126	12	123,6	2,7	China
2018	3	64	12	5	4,2	China
2018	1,3	30	7	3	12	USA
2018	<0,02	20	28	0,6	1,7	Schweden
2018	<0,2	5,1	6	0,5	3,1	USA
2018	0,4	174	17	3,3	162	Norwegen
2018	1,7	7,9	26	0,9	3	Uganda
2018	<0,001	0,01	2	0,0	0,0	China
2019	0,5	35	17	4,9	9,7	USA
2019	0,6	5,1	17	2,7	0,1	China
2019	0,8	53	15	3,7	37	Belgien
2019	0,1	13,9	17	2,1	0,7	Korea
2019	NR	64,7	21	16,6	2,8	China
2019	2,5	8,8	19	0,3	1	Korea
2019	<0,05	7,1	14	0,0	7,1	Norwegen
2019	4,2	49	12	23	1,2	China
<b>Mittelwert</b>				<b>8,2</b>	<b>2,8</b>	
<b>Median</b>				<b>1,7</b>	<b>1,9</b>	
<b>Maximum</b>				<b>123,6</b>	<b>162,0</b>	

Da die Werte aus verschiedenen Regionen stammen (städtisch, landwirtschaftlich, Gärten, Schulhöfe, industriell etc.) zeigen sie deutlich, dass diese Substanzen fast überall nachgewiesen werden können, jedoch stellen einige der Proben hier nicht zwingend eine Hintergrundbelastung dar, da sie in der Nähe von Punktquellen gemessen worden sein können. Maximale PFOA und PFOS Konzentrationen von 123,6 µg/kg und 162 µg/kg konnten dabei identifiziert werden.

Aus den Bodenbefunden aus Nordrhein-Westfalen konnten ebenfalls Daten zu PFAS-Belastungen extrahiert werden (LANUV, 2022b). Dabei wurden gezielt nicht-belastete Flächen (also Hintergrundböden) auf PFAS hin analysiert. Dabei wurden maximale PFOS und PFOA Konzentrationen von jeweils 12,44 µg/kg und 10,36 µg/kg festgestellt. Die Aussagekraft dieser Daten wird als besser als die von Brusseau et al. (2020) angesehen, da zum einen gezielt die Hintergrundbelastung gemessen wurde und zum anderen die Daten aus Deutschland stammen.

Zuletzt wurden auch noch die in diesem Vorhaben analysierten Daten ausgewertet. Da der Großteil der Daten aus dem Landkreis Rastatt stammt und gezielt belastete Flächen gemessen wurden, konnten hohe Konzentrationen nachgewiesen werden. Zusätzlich wurde die Konzentration von PFOA nochmals durch das rechnerische TOP-Assay erhöht. Maximale Konzentrationen von PFOS und PFOA von jeweils 1.040 µg/kg und 1.666,5 µg/kg konnten dabei ermittelt werden.

Generell wird den Daten aus Nordrhein-Westfalen vom Projektteam die höchste Repräsentativität für die Hintergrundbelastung in Deutschland zugewiesen, wodurch diese Werte für das weitere Vorgehen betrachtet werden.

Wie in Kapitel 2.9.1.2 beschrieben, wird die höchste identifizierte Hintergrundbelastung mit 10 multipliziert um unteren Grenzwert für die Hintergrundbelastung zu erhalten. Dadurch ergeben sich die folgenden Grenzwerte (Tabelle 58) für PFOS und PFOA:

**Tabelle 58: Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend auf der hier angenommenen Hintergrundkontamination in Deutschland**

	PFOS	PFOA
Grenzwert [µg/kg]	124,4	103,6

### 3.6.1.1.3 Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten

Für die Zerstörung von PFAS ist die thermische Behandlung die geeignetste Methode, weshalb insbesondere die thermische Abfallbehandlung betrachtet wird. Die folgende Tabelle 59 stellt die maximalen sowie verwendeten thermischen Abfallbehandlungskapazitäten in Deutschland dar.

**Tabelle 59: Maximale und verwendete Müllverbrennungskapazitäten in Deutschland**

Quelle	Gesamtkapazität [t/a]	Menge an verbranntem Abfall [t]	Kapazität Müllverbrennungsanlagen (Jahr, Anzahl) [t/a]	Kapazität Ersatzbrennstoffkraftwerke (Jahr, Anzahl) [t/a]	Kapazität Sondermüllverbrennungsanlagen (Jahr, Anzahl) [t/a]
(Flamme et al., 2018)	28.579.612 (26.945.532 ohne Sondermüll)	27.620.628 (26.269.135 ohne Sondermüll)	20.634.782 (2016, 66)	6.310.750 (2016, 32)	1.634.080 (2016, 31)
(Destatis, 2022)		28.002.600 (26.668.000 ohne Sondermüll)	- (2020, 84)	- (2020, 35)	- (2020, 29)
(NABU, 2022)	26.500.000	26.300.000	20.600.000 (2022, 66)	5.800.000 (2022, 32)	-
(UBA, 2016)	25.800.000		19.600.000 (2016, 68)	4.700.000 (2016, 30)	1.500.000 (2016, 30)
(Pohl et al., 2022)	26.982.000 (2020)	26.270.000	20.661.000 (2020, 66)	6.321.000 (2020, 34)	

Generell gibt es verschiedene Arten an Müllverbrennungsanlagen in Deutschland. Hausmüllverbrennungsanlagen verbrennen den Abfall bei mindestens 850 °C. Hiervon gibt es ca. 66 in Deutschland. Weiterhin können Abfälle mit hohem Brennwert in Ersatzbrennstoffkraftwerken verbrannt werden. Von solchen Kraftwerken existieren ca. 34 in Deutschland. Zuletzt gibt es noch Sondermüllverbrennungsanlagen, welche den Abfall bei besonders hohen Temperaturen über 1.100 °C verbrennen. In Deutschland existieren ca. 30 solcher Anlagen.

Insgesamt können in Deutschland ca. 27.000.000 Tonnen an Abfällen jährlich verbrannt werden. Von dieser Kapazität werden ca. 26.200.000 ausgenutzt, wodurch noch ca. 800.000 Tonnen zusätzlich verbrannt werden können (siehe Tabelle 59 und die Werte von (Flamme et al., 2018 NABU, 2022 Pohl et al., 2022)).

Zusätzlich kann Bodenmaterial anderweitig behandelt werden, wie z.B. durch thermische Desorption oder Bodenwäsche. Generell wird zwischen thermischen, chemisch-physikalischen und biologischen Verfahren unterschieden. Frauenstein & Mahrle (2020) geben die folgenden Kapazitäten für die stationäre Bodenbehandlung in Deutschland an:

**Tabelle 60: Kapazitäten für die stationäre Bodenbehandlung in Deutschland aus Frauenstein & Mahrle (2020).**

Verfahren	Thermische Verfahren	Chemisch-physikalische Verfahren	Biologische Verfahren
Genehmigte Anlagenkapazität (t/a)	312.000	2.270.000	3.139.000
Anlagenauslastung (%)	66,83	45,17	47,00
Massendurchsatz (t/a) auf Basis der spez. Anlagenauslastung (Basis 2017-2019)	208.510	1.025.360	1.475.330
Verfügbare Kapazitäten (t/a)	103.490	1.244.640	1.663.670

Insgesamt ergibt sich somit eine Überkapazität in Deutschland von ca. 3 Mio. Tonnen pro Jahr für die Behandlung von Böden (Stand 2020). Neuere Daten konnten nicht identifiziert werden.

Es eignen sich jedoch nicht alle Verfahren, um PFAS aus dem Boden zu entfernen/zu zerstören. Biologische Verfahren sind zum Beispiel nur in der Lage, nichtfluorierte Teile eines Moleküle abzubauen, während perfluorierte Verbindungen nicht zerstört/abgebaut werden können (Bolan et al., 2021). Thermische Verfahren sind generell geeignet, um PFAS zu zerstören insbesondere bei Temperaturen >850 °C (siehe Kapitel 3.5), jedoch geht aus Untersuchungen hervor, dass Temperaturen von 550 °C schon ausreichen um 71-99% der untersuchten PFAS zu desorbieren (Bolan et al., 2021). Bei den chemisch-physikalischen Verfahren gibt es viele verschiedene Methoden, die angewendet werden. Einige der Verfahren sind ungeeignet um PFAS zu zerstören (z.B. Chlorierung, Chloraminierung, chemische Oxidation und UV-Behandlung), jedoch konnten PFAS durch z.B. elektrokatalytische Oxidation und Persulfat-Oxidation erfolgreich im Labor zerstört werden (Bolan et al., 2021).

In der Publikation von Frauenstein & Mahrle (2020) wird erwähnt, dass nur eine thermische Anlagen, 6 Bodenwaschanlagen und zwei biologische Anlagen für die Behandlung von PFAS zugelassen sind und diese Böden auch annehmen. Die Autoren nennen keine Kapazitäten dieser Anlagen und gehen davon aus, dass es in der Zukunft, aufgrund der Menge an PFAS-belasteten Böden, einen Kapazitätsengpass bei den thermischen Bodenbehandlungsanlagen geben wird. Generell ist die genaue Lage der Behandlungskapazitäten von PFAS-haltigen Böden in Deutschland unklar. Für eine exakte Berechnung wird eine bessere Datenlage benötigt.

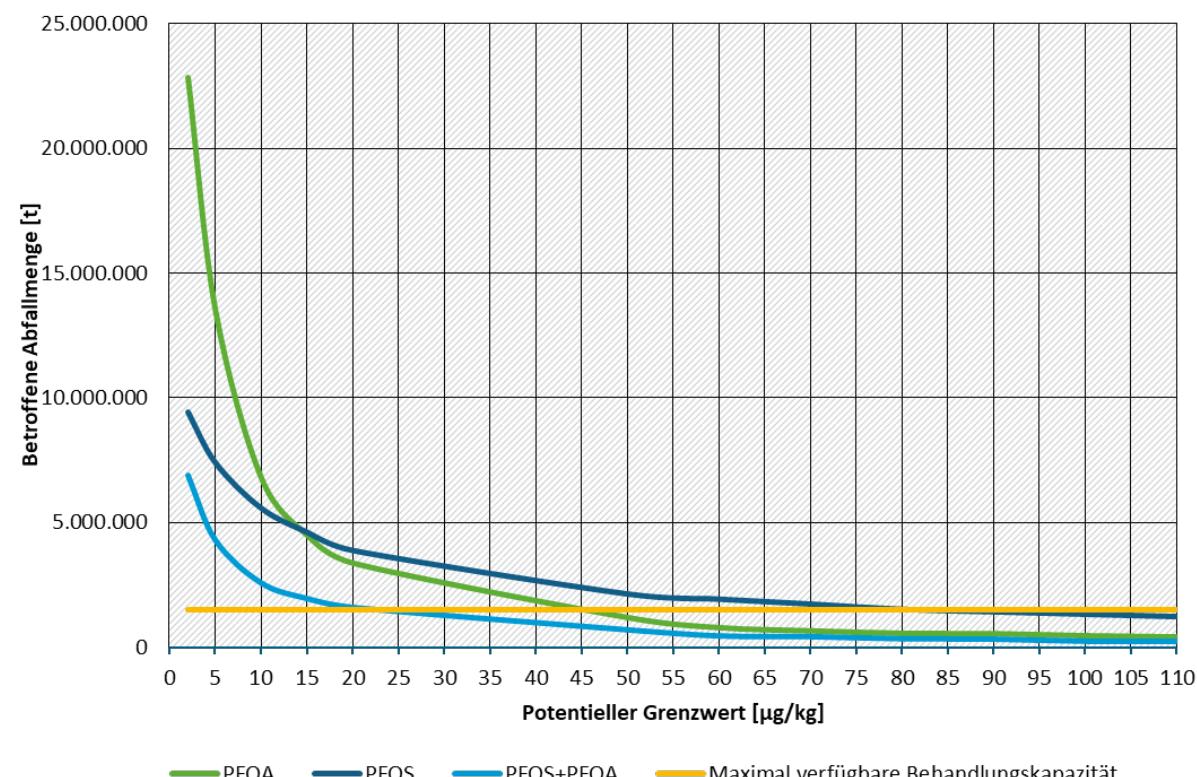
Für das weitere Vorgehen wird ein optimistischer Ansatz gewählt und angenommen, dass 50% der thermisch und chemisch-physikalischen Anlagen in Deutschland in der Lage sind PFAS effek-

tiv zu zerstören. Zwar sind aktuell nur 9 Anlagen für die Behandlung von PFAS zugelassen, jedoch wird angenommen, dass in Zukunft mehr Anlagen zugelassen werden, da mehr PFAS-belastete Böden behandelt werden.

Somit ergibt sich eine Überkapazität für die Bodenbehandlung in Deutschland an ~674.000 Tonnen pro Jahr. Zusammen mit den 800.000 Tonnen aus den Müllverbrennungsanlagen können in Deutschland zusätzlich ca. 1.474.000 Tonnen an Böden behandelt werden, dass die darin enthaltenen PFAS zerstört oder entfernt werden.

Insgesamt sind 2018 in Deutschland ca. 129 Mio. Tonnen an Bodenmaterial als Abfall angefallen, wobei nur ca. 30.000 Tonnen thermisch behandelt wurden (vergleiche Tabelle 43). Aus den erhaltenen und recherchierten Daten zu PFAS in Böden können nun theoretische Grenzwerte angesetzt werden, um die potentiell belastete Menge an Bodenmaterial abschätzen zu können. Hierfür wird ein potentieller Grenzwert gesetzt und errechnet, wie viele Proben oberhalb dieses Grenzwertes liegen. Setzt man den prozentualen Anteil in Verhältnis zur Anzahl an Gesamtproben (also z.B. 35% der Proben liegen über diesem Grenzwert), kann Mithilfe der Abfalldaten in Tabelle 43 errechnet werden, wie viel Bodenmaterial somit fachgerecht entsorgt werden müsste. Dies wird für PFOS und PFOA separat errechnet und in Abbildung 16 dargestellt. Ebenfalls wird die Linie dargestellt, wenn die Konzentrationen für PFOS und PFOA in einer Probe beide über dem Grenzwert liegen. Die maximale Behandlungskapazität von ca. 1.474.000 Tonnen ist als gelbe Linie dargestellt:

**Abbildung 16: Potentielle Grenzwerte für PFOS und PFOA und die dadurch betroffene Abfallmenge für Böden**



Quelle: Eigene Darstellung

Der Abbildung 16 kann entnommen werden, dass der Grenzwert, bei dem die Behandlungskapazität überschritten wird, für die Summe aus PFOS und PFOA am niedrigsten ist, da beide Stoffe über dem potentiellen Grenzwert liegen müssen. Dieser Punkt wird bei ~22 µg/kg erreicht. Für PFOA wird die Behandlungskapazität bereits bei ca. 46 µg/kg überschritten und für PFOS bei ~82 µg/kg. Die Grenzwerte sollten somit jeweils über diesen beiden Werten liegen.

**Tabelle 61: Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend auf den dadurch anfallenden zu beseitigenden Abfallmengen und maximaler Behandlungskapazität**

	PFOS	PFOA
Grenzwert [µg/kg]	82	46

### 3.6.1.1.4 Wirtschaftliche Auswirkungen

Dieses Kriterium analysiert die entstehenden wirtschaftlichen Kosten, wenn ein Abfall nicht mehr wie bisher behandelt werden darf, da die PFAS-Konzentrationen oberhalb des Grenzwertes liegen.

Hierfür werden zunächst die aktuellen Kosten für die Verwertung der Böden anhand der recherchierten Kosten in Tabelle 17 und den Behandlungswege aus Tabelle 43 errechnet.

**Tabelle 62: Beseitigungsverfahren für Böden und die damit assoziierten Kosten (gerundet)**

Abfallgesamt	Beseitigung			Verwertung		
	Deponie	Verbrennung	Sonstiges	Energetische Verwertung	Recycling	Verfüllung
128.858.796	19.193.317	20.697	52.310	10.763	20.830.599	88.751.111
<b>Kosten (gerundet) [€]</b>						
7.269.707.000	2.878.998.000	3.518.000	2.092.000	1.830.000	833.224.000	3.550.044.000

Die Kategorie „Sonstiges“ umfasst z.B. Verfahren wie die biologische Behandlung von Böden, die Verpressung pumpfähiger Abfälle in Bohrlöcher, die Oberflächenaufbringen von Abfällen sowie die Einleitung in Gewässer wie Seen und Meere (aus den Daten kann nicht erkannt werden, welches Verfahren zulässig und auch angewendet wird). Da die Eurostat Daten keine weiteren Rückschlüsse auf die genaue Behandlungsweise erlauben, wird angenommen, dass die Böden entweder biologisch behandelt werden oder auf Oberflächen aufgebracht werden. Es wurden daher die Kosten für das Recycling angenommen (40€/Tonne, siehe Kapitel 2.9.1.4).

Es ergeben sich somit Kosten von insgesamt ~7,3 Milliarden Euro für die aktuelle Entsorgung der Böden in Deutschland.

Generell wird davon ausgegangen, dass stark belastete Böden (z.B. aus der Nähe von Punktquellen) dekontaminiert bzw. thermisch behandelt werden. Für das weitere Vorgehen wird daher von einem Worstcase-Szenario ausgegangen, in dem die Böden, welche PFAS-Konzentrationen oberhalb des Grenzwertes haben, thermisch behandelt anstatt recycelt oder verfüllt zu werden. Somit ergibt sich eine Kostendifferenz von 130€ pro Tonne an zu beseitigendem Abfall. Da keine Kosten für die Bodensanierung ermittelt werden konnten, wird hierfür ebenfalls eine Kostendifferenz von 130€ pro Tonne angesetzt.

Für die Berechnung werden potentielle Grenzwerte für PFOS und PFOA analog zu der Vorgehensweise für die Beseitigungsverfahren angesetzt und die damit assoziierten zu beseitigenden Abfallmengen errechnet (siehe Kapitel 3.6.1.1.3). Die Abfallmengen werden mit den angesetzten 130€/Tonne multipliziert, um die theoretischen Kosten zu errechnen.

Dadurch ergeben sich folgende Kosten für PFOS und PFOA:

**Tabelle 63: Entstehende Entsorgungskosten für Bodenmaterial für potentielle Grenzwerte für PFOS und PFOA (gerundet)**

PFOS			PFOA		
Grenzwert [µg/kg]	Be-troffene Abfallmenge [t]	Zusätzliche Kosten (gerundet) [€]	Grenzwert [µg/kg]	Be-troffene Abfallmenge [t]	Zusätzliche Kosten (gerundet) [€]
100	1.333.807	173.395.000	50	1.203.680	156.478.000
110	1.236.212	160.708.000	60	797.031	103.614.000
120	1.057.286	137.447.000	70	666.904	86.697.000
150	748.233	97.270.000	100	471.712	61.323.000
200	487.978	63.437.000	120	390.383	50.750.000
230	406.649	52.864.000	150	325.319	42.291.000
240	357.851	46.521.000	200	276.521	35.948.000

Anhand dieser Daten ist zu erkennen, dass, wenn bereits 1% des Bodenmaterials (~1.200.000 Tonnen) über dem Grenzwert liegen, Kosten von mehr als 150 Millionen Euro entstehen. Dies ist bei 50 µg/kg für PFOA und 110 µg/kg für PFOS bereits der Fall. Generell wird eine Kostenerhöhung von 1% als noch vertretbar angesehen (siehe Kapitel 2.9.1.4). Dies entspricht einem Wert von 73 Millionen Euro und ist bei ~185 µg/kg für PFOS und bei ~77 µg/kg für PFOA der Fall. Die potentiellen Grenzwerte sollten also über diesen Werten liegen.

**Tabelle 64: Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend auf den wirtschaftlichen Auswirkungen**

	PFOS	PFOA
Grenzwert [µg/kg]	185	77

### 3.6.1.2 Obere Begrenzungskriterien

#### 3.6.1.2.1 Grenzwerte

Für diverse PFAS gelten bereits verschiedene Grenzwerte, welche in der folgenden Liste dargestellt sind:

**Tabelle 65: Aktuelle geltende Grenzwerte für PFAS in Deutschland**

Substanz	Regelwerk	Grenzwert
PFOS	POP-VO	50 mg/kg (Abfall) 10 mg/kg (UTC)

Substanz	Regelwerk	Grenzwert
PFOA + verwandte Verbindungen	POP-VO	0,025 mg/kg (UTC) für PFOA und ihre Salze 1 mg/kg (Abfall) für PFOA und ihre Salze 0,025 mg/kg (UTC) für verwandte Verbindungen 40 mg/kg (Abfall) für verwandte Verbindungen
PFHxS + verwandte Verbindungen		1 mg/kg (Abfall) für PFHxS und ihre Salze 40 mg/kg (Abfall) für verwandte Verbindungen
C9-14 PFCA + verwandte Verbindungen	REACH-VO	0,025 mg/kg (UTC) für die Summe der C9-C14 PFCA 0,26 mg/kg für die Summe der verwandten Verbindungen
SUM PFOS + PFOA	Düngemittelverordnung	0,1 mg/kg TM
PFAS gesamt	EU-Trinkwasserrichtlinie*	0,5 µg/l
20 PFAS	EU-Trinkwasserrichtlinie (genannt in Anhang III (3))*	0,1 µg/l

\* die EU-Trinkwasserrichtlinie ist auf Grund ihres Charakters als Richtlinie nicht rechtsbindend in Deutschland. Sie wird durch die TrinkwV in deutsches Recht übertragen, jedoch sind dort aktuell (Stand Januar 2023) noch keine PFAS gelistet.

Für das Bodenmaterial relevant sind insbesondere die Grenzwerte in der POP-Verordnung. Für PFOS gilt ein Grenzwert von 50 mg/kg in Abfällen und 10 mg/kg als Spurenverunreinigung in Produkten.

Für PFOA und PFHxS gilt ein Abfallgrenzwert von 1 mg/kg für die Substanz selbst und ihre Salze sowie ein Grenzwert von 40 mg/kg für die verwandten Verbindungen (siehe Kapitel 1.2.3.2). Für PFOA als Spurenverunreinigung gilt ebenfalls ein Grenzwert von 0,025 mg/kg (bzw. 1 mg/kg für die verwandten Verbindungen).

Die Abfallgrenzwerte sollten also unterhalb der Abfallgrenzwerte der POP-Verordnung liegen.

Weiterhin gibt es Grenzwerte für langkettige Perfluorcarbonsäuren (C9-C14), jedoch sind diese nicht für PFOS und PFOA relevant.

Weitere aktuelle geltende Grenzwerte können ebenfalls in der Tabelle 65 gefunden werden.

Somit ergeben sich die folgenden Grenzwerte für PFOS, PFHxS und PFOA basierend auf den aktuell geltenden Grenzwerten (Tabelle 66).

**Tabelle 66: Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend den aktuell geltenden Abfallgrenzwerten in Anhang IV der POP-Verordnung**

	PFOS	PFOA	PFHxS
Grenzwert [mg/kg]	10	1	1

### 3.6.1.2.2 Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen

Zuletzt werden auch noch die möglichen Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen betrachtet. Um ein Risiko zu vermeiden, sollten die Konzentrationen in der Umwelt unterhalb von ökologischen Grenzwerten liegen.

Um die potentiellen Auswirkungen abschätzen zu können, wurden PNEC-Werte recherchiert, welche in der folgenden Tabelle 67 dargestellt sind. Als Hauptquelle wurden die beiden Publikationen von Gałęzowska et al. (2020) und Meng et al. (2021) herangezogen und mit weiteren gefundenen PNEC-Werten aus anderen Publikationen supplementiert.

**Tabelle 67: In der Literatur gefundene PNEC-Wert**

Substanz	Salzwasser ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Süßwasser ( $\mu\text{g}/\text{L}$ )	Boden ( $\mu\text{g}/\text{kg TM}$ )	Sediment ( $\mu\text{g}/\text{kg TM}$ )
PFBA	11 (Q. Wang et al., 2019a) <sup>a</sup>			241,3 (Gałęzowska et al., 2020)
PFPeA	3.2 (Hoke et al., 2012) <sup>b</sup>	32 (Hoke et al., 2012)		227,2 (Gałęzowska et al., 2020)
PFHxA	9.7 (Hoke et al., 2012) <sup>b</sup>	97 (Hoke et al., 2012)		2.825,3 (Gałęzowska et al., 2020)
PFHpA				1.002,6 (Gałęzowska et al., 2020)
PFOA	125 (Colombo et al., 2008) <sup>c</sup> 3 (Q. Wang et al., 2019b) <sup>a</sup>	20 (pelagic organisms) (Ankley et al., 2021) 1.428 (Phung et al., 2021) 100 (Hoke et al., 2012)	86 (Zhao et al., 2013) <sup>d</sup>	86 (Zhao et al., 2013) <sup>d</sup> 814,3 (Gałęzowska et al., 2020)
PFNA	10 (Hoke et al., 2012) <sup>b</sup>	1.000 (Phung et al., 2021) 100 (Hoke et al., 2012)		255618,8 (Gałęzowska et al., 2020)
PFDA	1.1 (Hoke et al., 2012) <sup>b</sup>	0,045 (Phung et al., 2021) 11 (Hoke et al., 2012)		514,8 (Gałęzowska et al., 2020)
PFUdA		0,008 (Phung et al., 2021)		410,7 (Gałęzowska et al., 2020)
PFDoA		0,001 (Phung et al., 2021)		320,2 (Gałęzowska et al., 2020)
PFTrDA				10.644 (Gałęzowska et al., 2020)

Substanz	Salzwasser ( $\mu\text{g/L}$ )	Süßwasser ( $\mu\text{g/L}$ )	Boden ( $\mu\text{g/kg TM}$ )	Sediment ( $\mu\text{g/kg TM}$ )
PFTeDA				38.325 (Gałęzowska et al., 2020)
PFHxDA				716061 (Gałęzowska et al., 2020)
PFODA				26.156.990 (Gałęzowska et al., 2020)
PFBS	37 (Q. Wang et al., 2019a) <sup>d</sup>			1.723 (Gałęzowska et al., 2020)
PFHxS		250 (Phung et al., 2021)		388703 (Gałęzowska et al., 2020)
PFOS	2.5 (Zhao et al., 2013) <sup>d</sup> 0.21 (Q. Wang et al., 2019a) <sup>a</sup>	0,61 (Phung et al., 2021)	373 (Footitt et al., 2004) <sup>f</sup> 4,9 (Zhao et al., 2013) <sup>d</sup>	37,3 (Footitt et al., 2004)f 0.49 (Zhao et al., 2013)d
PFDS				1.203 (Gałęzowska et al., 2020)

Spezies:

a: *Brachionus calyciflorus*

b: *Daphnia magna*, *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Oncorhynchus mykiss*, and *Pimephales promelas*.

c: *Pseudokirchneriella subcapitata*, *Daphnia magna*, and *Oncorhynchus mykiss*.

d: *Mysidopsis bahia*.

e: *Scenedesmus obliquus*

f: *Eisenia foetida*

Da der Bodenauflauf als Abfallstrom betrachtet wird, können die PNEC-Werte für PFOS und PFOA im Boden direkt verwendet werden. Dabei sollte das Vorsorgeprinzip angewendet werden und der jeweils niedrigste Wert betrachtet werden. Idealerweise sollten PNEC-Werte für den Menschen, bzw. für den sensitivsten Organismus für die Grenzwertableitung herangezogen werden. Diese konnten jedoch nicht identifiziert werden, wodurch die niedrigsten vorhandenen PNEC-Werte verwendet werden.

Für PFOS und PFOA ist dies jeweils  $4,9 \mu\text{g/kg TM}$  und  $86 \mu\text{g/kg TM}$  (siehe Tabelle 67), jedoch konnten nur wenig Daten zu PNEC-Werten in Böden gefunden werden. Um einen Abfallgrenzwert für PFAS<sub>gesamt</sub> in Zukunft besser herleiten zu können, werden mehr PNEC-Werte für PFAS in Böden benötigt. Dies ist auch für den Abfallstrom der Klärschlämme anwendbar, da diese teilweise auch direkt auf Ackerböden aufgetragen werden und somit direkt ein Umweltrisiko darstellen können.

Für die anderen Abfallströme (Textilien, Papier) können die jeweils niedrigsten gefundenen PNEC-Werte mit einem Faktor 10.000 multipliziert werden. Der Hintergrund hierfür ist die Annahme, dass eine geeignete Verwertung dazu führt, dass die Konzentration im Abfall maximal zu einem 10-tausendstel in der Umwelt auftritt (Potrykus et al., 2015). Das heißt, dass nicht jedes

PFAS Molekül, welches im Textilabfall vorhanden ist, in die Umwelt freigesetzt wird. Bei den Böden und Klärschlamm ist dies jedoch nicht der Fall, da diese direkt auf die Böden aufgetragen werden und somit sämtliche PFAS im Boden wiederzufinden sind. Somit findet dieser Faktor hier keine Anwendung.

Somit resultieren die folgenden oberen Begrenzungen für PFOS und PFOA basierend auf den gefundenen PNEC-Werten für Böden:

**Tabelle 68: Grenzwerte für PFOS und PFOA basierend den gefundenen PNEC-Werten in Böden**

	PFOS	PFOA
Grenzwert [µg/kg TM]	4,9	86

### 3.6.2 Schlussfolgerung für die Abfallgrenzwerte

Für den Abfallstrom der Abfallböden wurden jeweils für PFOS und PFOA die unteren und oberen Begrenzungskriterien ermittelt, welche in folgender Tabelle 69 zusammengefasst sind:

**Tabelle 69: Ergebnisse für die unteren und oberen Begrenzungskriterien für PFOS und PFOA in Böden. Alle Werte in [µg/kg].**

Bewertungskriterium	PFOS	PFOA
<b>Untere Begrenzungskriterien</b>		
Analyseverfahren	1	1
Hintergrundkontamination	124,4	103,6
Beseitigungs- und Verwertungskapazitäten	82	46
Wirtschaftliche Auswirkungen	185	77
<b>Obere Begrenzungskriterien</b>		
Grenzwerte	10.000	1.000
Mögliche Umwelt- und Gesundheitsauswirkungen	4,9	86

Anhand dieser Darstellung kann erkannt werden, dass der Grenzwert oberhalb von 185 µg/kg für PFOS und 103,6 µg/kg für PFOA liegen sollte. Die größte Limitierung der unteren Bewertungskriterien geht für PFOS von den wirtschaftlichen Folgen aus, welche auf einem Worstcase-Szenario aufbauen. Bei PFOA bildet die Hintergrundkontamination die Limitation. Diese potentiellen Grenzwerte liegen deutlich unterhalb von den bereits bestehenden Abfallgrenzwerten in der POP-Verordnung, jedoch über den recherchierten PNEC-Werten für PFOS und PFOA in Böden. Dies bedeutet, dass, wenn die wirtschaftlichen Folgen sowie die Hintergrundkontamination berücksichtigt werden, die erlaubten PFOS- und PFOA-Konzentrationen oberhalb der Umweltgrenzwerte liegen würden. Würden solche Böden somit wiederverwendet werden, bestände somit ein Risiko für negative Umweltauswirkungen.

Es kann daher kein sinnvoller Grenzwert für diese Stoffe unmittelbar auf der Grundlage der angewendeten Methode hergeleitet werden.

Wenn der Grenzwert von 4,9 µg/kg und 86 µg/kg für PFOS und PFOA angewendet werden, würde eine Abfallmenge von 7.644.993 Tonnen bzw. 553.042 Tonnen oberhalb der Grenzwerte liegen. Dies entspricht einem Anteil von 5,93% und 0,43% für jeweils PFOS und PFOA. Dadurch würden zusätzliche Entsorgungskosten von ~1 Mrd. Euro bzw. ~72 Mio. Euro entstehen, welche innerhalb dieses Projektes für PFOS, als nicht mehr wirtschaftlich vertretbar angesehen werden könnten, da sie mehr als 1% der bisherigen Entsorgungskosten ausmachen (siehe Kapitel 2.9.1.4). Zum Vergleich wird angenommen, dass die Bodensanierung am Nürnberger und Düsseldorfer Flughafen jeweils 10 bzw. 100 Mio. € kosten würde (Nordic Council, 2019). In Anbe tracht dieser Daten könnten höhere Beseitigungskosten als in diesem Bericht, als wirtschaftlich vertretbar angenommen, angesetzt werden. In diesem Bericht hier wurden 1% der jetzigen Behandlungskosten als wirtschaftlich vertretbar angesehen (siehe Kapitel 2.9.1.4 und 3.6.1.1.4), jedoch könnte in Zukunft auch ein höherer Wert angesetzt werden.

Zusätzlich wäre es im Fall von PFOS nicht mehr möglich alle Böden mit PFOS-Konzentrationen oberhalb von 4,9 µg/kg zu beseitigen, da die verfügbaren Kapazitäten überschritten wären. Der Grenzwert für PFOS und PFOA würde unterhalb der Hintergrundbelastung liegen, wodurch wahrscheinlich zu viele Böden betroffen wären.

Die niedrigen Umweltgrenzwerte hängen mit der Art des Abfalls zusammen, in diesem Fall Böden. Normalerweise kann davon ausgegangen werden, dass nicht alle PFAS in einem Abfall in die Umwelt gelangen. Generell wird bei dieser Methode der Grenzwertableitung davon ausgegan gen, dass bei geeigneter Behandlung des Abfalls nur ein 10.000-enstel der Konzentration des Abfalls in die Umwelt gelangt, wodurch die Umweltgrenzwerte mit einem Faktor von 10.000 multipliziert werden können. Dies ist für Böden (und Klärschlamm) nicht der Fall, da diese direkt in der Umwelt wiederverwendet werden und die PFAS somit direkt einen Eintrag finden. Die Grenzwerte für Bodenabfälle sollten somit unterhalb der Konzentration liegen, bei der schädli che Auswirkungen zu erwarten sind. Für die anderen in diesem Vorhaben betrachtet Abfälle (Papier und Textilien) könnte diese Methode jedoch noch angewendet werden, da der Sicher heitsfaktor angewendet werden kann. Die Einschränkungen, die in Kapitel 3.6 beschrieben sind, gelten jedoch auch bei diesen beiden Abfallströmen.

Die Datenlage für PFAS-PNEC-Werte in Böden ist jedoch mangelhaft und aktuelle Daten konnten nicht identifiziert werden. Es wird daher empfohlen neue PNEC-Werte für PFAS in Böden zu er mitteln, um dadurch die Abfallgrenzwerte besser ableiten zu können.

Werden die Umweltgrenzwerte ausgeschlossen so sollte ein Grenzwert für PFOS oberhalb von 185 µg/kg jedoch unterhalb 10.000 µg/kg und für PFOA oberhalb 103,6 µg/kg jedoch unterhalb 1.000 µg/kg liegen.

Generell würden im letzten Schritt die ermittelten Konzentrationen für PFOS und PFOA mit 7 multipliziert werden, um die jeweiligen in Kapitel 3.6 ausgewählten Perfluorsulfon- und carbon säuren mitzuberücksichtigen. Da keine bodenrelevanten Umweltgrenzwerte für diese Substan zen identifiziert werden konnten, wurden PFOS und PFOA als Leitsubstanzen verwendet, um diese Substanzen zu simulieren. Im optimalen Fall sollte für jede PFAS-Verbindung individuell ein Grenzwert hergeleitet werden, damit das Risiko und die Konsequenzen, die von dieser Ver bindung ausgehen, am effektivsten gemindert werden können.

Zum Vergleich wurden 2018 in den Niederlanden PFAS Grenzwerte für Böden eingeführt, mit einem Grenzwert von 0,1 µg/kg TM für jeweils PFOS und PFOA (Cousins et al., 2022). Diese Werte waren jedoch so niedrig, dass 70% der Baumaßnahmen mit Erdaushub gestoppt werden mussten, woraufhin die niederländische Regierung die Werte höher angesetzt hat (0,91 µg/kg TM für PFOS und 0,81 µg/kg TM für PFOA) (RIVM, 2019). In der Berechnung für diese Grenz-

werte wurden Umweltrisikodaten miteinbezogen, jedoch keine wirtschaftlichen oder Abfalltechnischen Konsequenzen. Die Grenzwerte liegen wahrscheinlich deshalb bedeutend niedriger als die in diesem Bericht ausgerechneten Grenzwerte.

## 3.7 Empfehlungen für Grenzwerte

### 3.7.1 Grenzwerte

In diesem Vorhaben wurde versucht beispielhaft einen Grenzwert für bestimmte PFAS für Böden herzuleiten, jedoch konnte kein schlüssiges Ergebnis erzielt werden. Grund hierfür ist, dass die Werte der oberen Begrenzungskriterien unterhalb der der unteren Begrenzungskriterien liegt (siehe Kapitel 3.6 und insbesondere 3.6.2). Die geht darauf zurück, dass die recherchierten PNEC-Werte in einem sehr niedrigen Konzentrationsbereich liegen (<100µg/kg für PFOS und PFOA). Diese Werte werden normalerweise mit einem Sicherheitsfaktor von 10.000 multipliziert, da angenommen werden kann, dass bei geeigneter Abfallbehandlung nur 1/10.000 der gefährlichen Stoffe in die Umwelt gelangen (Potrykus et al., 2015). Dies ist bei den Böden jedoch nicht der Fall, da diese direkt wieder in die Umwelt gelangen, wodurch der Faktor hier keine Anwendung findet.

Eine ähnliche Situation herrscht bei den Klärschlämmen, da diese in der Landwirtschaft verwendet werden können, wodurch die PFAS direkt in die Umwelt gelangen können. Hier findet der Sicherheitsfaktor ebenfalls keine Anwendung. Eine Berechnung für einen Grenzwert wurde im Rahmen dieses Vorhabens jedoch aus Zeitgründen nicht vorgenommen und sollte in Zukunft noch durchgeführt werden.

Die Papiere und Textilien sind von dieser Einschränkung jedoch nicht betroffen, da diese Abfälle nicht direkt in der Umwelt verwendet werden. Generell kann die in diesem Vorhaben beschriebene Methode (siehe Kapitel 2.9) auf diese beiden Abfallströme angewendet werden und es wird davon ausgegangen, dass ein sinniger Grenzwert abgeleitet werden kann. Dies wurde in diesem Vorhaben jedoch ebenfalls auf Zeitgründen nicht durchgeführt und sollte daher in Zukunft noch versucht werden.

Da die hier angewendete Methodik für POP-Substanzen entwickelt wurde, ergeben zusätzlich sich einige Probleme, wenn sie auf die Substanzgruppe der PFAS angewendet wird. Zunächst sollte erwähnt werden, dass die meisten POP Einzelsubstanzen sind, wodurch sich die Datenrecherche vereinfacht. Einige POP-Substanzen sind vergleichsweise überschaubare Substanzgruppen wie z.B. die polychlorierten Biphenyle und die kurzkettigen Chlorparaffine, jedoch ist die Anzahl der Einzelsubstanzen begrenzt und innerhalb der Substanzgruppe ähneln sich die Eigenschaften sehr, wodurch sich die physikalischen, chemischen und toxikologischen Eigenschaften sehr ähneln. Dies ist bei den PFAS jedoch nicht der Fall, da es sich hierbei um eine Substanzgruppe mit mehr als 4.500 individuellen Substanzen handelt. Einige PFAS sind dabei ähnlich und können in diverse Gruppen unterteilt werden (z.B. Perfluorcarbonsäuren und Perfluorsulfonsäuren), jedoch ist die Diversität der PFAS zu groß, um sie im Rahmen dieser Methodik als eine Stoffgruppe ansehen zu können. Insbesondere bei den Vorläuferverbindungen gibt es enorme Unterschiede im chemischen Aufbau der PFAS (siehe z.B. diPAPs und Fluortelomersubstanzen). In diesem Vorhaben wurde deshalb beschlossen sich auf 14 PFAS zu konzentrieren, nämlich die C4-C10-Verbindungen der Perfluorcarbon- und -sulfonsäuren, jedoch konnten für viele dieser Verbindungen keine Daten gefunden werden (insbesondere für die PFAS mit einer ungeraden Anzahl an Kohlenstoffatomen). Es wurde deshalb entschieden PFOS und PFOA (für jeweils die Perfluorsulfon- und -carbonsäuren) als Leitsubstanzen zu verwenden, um einen möglichen Grenzwert ableiten zu können. Aus toxikologischer Sicht sollte jedoch für jede individuelle Sub-

stanz ein individueller Grenzwert abgeleitet werden, da sich jede Substanz im Organismus anders verhält. Dies ist insbesondere bei den PNEC-Werten sichtbar, welche sich für die jeweiligen PFAS stark unterscheiden können (siehe Tabelle 67). Idealerweise sollten bei den PNEC-Werten die sensitivsten Organismen, bzw. der Mensch (meistens DNEL-Werte) betrachtet werden.

Aufgrund der großen Diversität der PFAS kommt es zusätzlich zu dem Problem, dass nicht jede Substanz einzeln analytisch nachweisbar ist, wodurch die gesamte PFAS-Fracht oft unbekannt ist. Besonders bei den Vorläuferverbindungen ist die Diversität sehr hoch. Um diese Verbindungen mitzubetrachten zu können wird deshalb vorgeschlagen das TOP-Assay anzuwenden (für TOP-Assay siehe Kapitel 3.1.5). Dabei werden die Vorläuferverbindungen größtenteils zu den analogen Perfluorcarbonsäuren oxidiert. Werden diese vor und nach dem TOP-Assay gemessen, kann die PFAS-Gesamtfracht abgeschätzt werden. In diesem Vorhaben haben jedoch konkrete TOP-Assay-Messwerte gefehlt. Daher wurden die Vorläuferverbindungen rechnerisch oxidiert. Dabei ergibt sich eine Konzentrationserhöhung der Perfluorcarbonsäuren um einen Faktor von ungefähr 1, während in reellen Proben eine Konzentrationserhöhung eines Faktor 4-52 gängig sind (vergleiche Kapitel 3.6). Es wird daher empfohlen für weitere Grenzwerte das TOP-Assay für die gemessenen Proben durchzuführen, um ein realistisches Bild der PFAS-Gesamtfracht zu bekommen.

## 3.8 Empfehlungen für Entsorgungswege

### 3.8.1 Textilien

#### Betroffenheit von Abfällen

PFAS werden in Textilien vor allem zur Beschichtung verwendet, um die Textilien wasser- und schmutzabweisend zu machen. Daher sind vor allem (Outdoor-)Jacken und professionelle Schutzkleidung (z.B. Polizei, Feuerwehr, Krankenhaus etc.) betroffen. Die PFAS können entweder direkt bei der Produktion der Produkte, oder später vom Konsumenten mittels Imprägniersprays auf die Textilien aufgetragen werden. Teppiche werden ebenfalls häufig mit PFAS behandelt, jedoch können auch andere Textilien mit PFAS behandelt sein wie z.B. Bus- und Zugsitze und Markisen. Generell können die PFAS beim Waschen der Textilien ausgewaschen werden und dadurch auch andere Textilien kontaminieren (z.B. durch Waschen in der Waschmaschine).

Es wurde eine durchschnittliche PFAS-Konzentration von ~390 µg/kg in Textilien in Deutschland errechnet (vergleiche Kapitel 3.3.1).

In Deutschland werden Altkleider, darunter auch Outdoorjacken, separat in den Altkleidercontainer gesammelt und größtenteils stofflich verwertet (~90%). Die restlichen 10% werden thermisch/energetisch verwertet oder anderweitig entsorgt. Hierzu kommen noch Textilien, welche im Rest- und Sperrmüll gefunden werden können wie z.B. alte Teppiche, Stühle, Putzlappen und Gardinen. Von diesen wird ausgegangen, dass sie energetisch verwertet werden, da sie – aufgrund der Entsorgung im Rest- und Sperrmüll meistens eine schlechte Qualität aufweisen. Zuletzt wird auch noch der Abfallstrom, der unter den CN-Code W076 fällt, betrachtet. Dieser enthält industrielle Textilabfälle aus der Faserproduktion, sowie Textilverpackungen und Lederabfälle, von denen ca. 2/3 dem Recycling zugeführt und ca. 1/3 energetisch verwertet werden.

Eine differenzierte Darstellung der einzelnen PFAS-relevanten Abfallströme war nicht möglich, da hierzu spezifische Daten gefehlt haben (z.B. gab es keine Daten nur für den Abfallstrom der Outdoorjacken, wodurch alle Alttextilien in den Altkleidercontainern betrachtet wurden, obwohl nicht alle mit PFAS behandelt sind).

### **Behandlung der betroffenen Abfälle, Risiken und Empfehlungen**

Insgesamt fielen 2018 ~2 Millionen Tonnen an Textilabfällen in den drei erwähnten Abfallströmen in Deutschland an, was einer gesamten PFAS-Fracht von ~760 kg entspricht. Davon wurden ca. 70% dem Recycling zugeführt, ca. 28% thermisch behandelt und ca. 2% sonstig entsorgt.

#### **Stoffliche Verwertung**

Bei der stofflichen Verwertung der Textilien kann es generell zu einer Verschleppung der PFAS kommen. Zum Beispiel bleiben die PFAS durch die direkte Wiederverwendung der Textilien (z.B. Outdoorjacke) oder dem „downcycling“ (z.B. aus einem alten Stoff werden Putzlappen hergestellt) im Wertstoffkreislauf und stellen somit immer noch ein Risiko dar. Werden die Textilfasern recycelt, so können die PFAS ausgewaschen werden und schlussendlich in die Kläranlagen gelangen. Ebenfalls können insbesondere flüchtige PFAS in die Luft gelangen und somit das Personalgefährden. Gemessene PFAS-Konzentrationen in der Luft von Teppichläden liegen jedoch im ng/m<sup>3</sup> Bereich und liegen somit weit unterhalb typischer PFAS-Grenzwerte im mg/m<sup>3</sup> Bereich. Zerstört werden PFAS während der stofflichen Verwertung nicht.

Da in einer Recyclinganlage von entsprechenden Textilabfällen erhöhte Konzentrationen von PFAS in der Luft auftreten könnten, könnte in Erwägung gezogen werden, persönliche Schutzmaßnahmen zu ergreifen, um das Risiko von PFAS zu minimieren und deren Einatmen und möglichen Hautkontakt zu vermeiden. Dies könnte z.B. das Tragen von Atemschutzmasken und Handschuhen umfassen. Um die Notwendigkeit für solche Schutzmaßnahmen festzustellen, sollten jedoch zunächst geeignete Luftpunktmessungen durchgeführt werden.

Es wird empfohlen Produkte, die mit hoher Wahrscheinlichkeit erheblich mit PFAS belastet sind, wie z.B. Outdoorjacken, Arbeitskleidung sowie Outdoormaterialien wie Markisen frühzeitig zu identifizieren, auszusortieren und der thermischen Verwertung zuzuführen, um eine Verschleppung der PFAS zu vermeiden.

#### **Thermische Behandlung**

In Europa müssen Müllverbrennungsanlagen mit einer Mindesttemperatur von 850°C und eine Verweilzeit von mindestens 2 Sekunden betrieben werden. Da es sich hierbei um ein Minimumskriterium handelt, liegen die tatsächlichen Temperaturen in der Regel etwas höher. Diverse wissenschaftliche Studien konnten zeigen, dass diese Bedingungen ausreichen, um PFAS weitgehend zu zerstören (siehe Kapitel 3.5). Insignifikante Mengen an PFAS konnten in der Asche nachgewiesen werden. Messungen von Fluorgasen in der Abluft konnten nicht identifiziert werden. Es wird daher empfohlen solche Gase im Abgas von Müllverbrennungsanlagen in Europa zu messen, um die entsprechende Zerstörungseffizienz der Anlagen bestimmen zu können.

Generell ist die thermische Behandlung die empfohlene Entsorgungsmethode für PFAS-belastete Abfälle, da die PFAS bei dieser Behandlungsmethode weitgehend zerstört werden. Deshalb wird empfohlen, auch PFAS belastete Fraktionen von Textilabfällen möglichst einer thermischen Abfallbehandlung zuzuführen.

#### **Ablagerung auf Deponien/sonstige Behandlung**

In Deutschland dürfen Textilien nicht deponiert werden, da deren Glühverlust zu hoch ist. Ein geringer Anteil der Textilien wird anderweitig entsorgt, jedoch ist die genaue Behandlungsweise unbekannt. Es können daher keine Risiken und Empfehlungen abgeleitet werden.

### 3.8.2 Klärschlamm

#### Betroffenheit von Abfällen

PFAS gelangen durch das Abwasser in die Kläranlagen. Dabei können sowohl industrielle Abwässer als auch kommunale mit PFAS belastete sein. In diversen Studien wurde die PFAS-Belastung von Klärschlämmen in Deutschland untersucht, wobei in so gut wie allen beproben Kläranlagen PFAS gefunden werden konnten (siehe Kapitel 3.1.4.2 und 3.3.2). Ähnliche Ergebnisse konnte in den in diesem Vorhaben untersuchten Proben erhalten werden (siehe Kapitel 3.2.2). Studien haben gezeigt, dass industrielle Klärschlämme oft höhere PFAS-Konzentrationen aufweisen als Klärschlämme aus kommunalen Kläranlagen, insbesondere wenn sie zu Industrien, welche PFAS verwenden, zugeordnet werden können (z.B. Papier- oder Textilindustrie) (siehe auch Kapitel 3.2.2 und 3.3.2).

Es kann deshalb davon ausgegangen werden, dass der Großteil der industriellen und kommunalen Klärschlämme in Deutschland mit PFAS belastet ist.

Es wurde eine durchschnittliche PFAS-Konzentration von ~67 µg/kg in Klärschlämmen in Deutschland errechnet (vergleiche Kapitel 3.3.2). Es sollte dabei erwähnt werden, dass bei der Berechnung nur kommunale und gemischte Kläranlagen betrachtet wurden. Rein industrielle Klärschlämme wurden nicht betrachtet. Um ein vollständiges Bild über die PFAS-Belastung von Klärschlämmen in Deutschland zu erhalten, sollten in Zukunft auch industrielle Klärschlämme beprobt und analysiert werden.

#### Behandlung der betroffenen Abfälle, Risiken und Empfehlungen

Insgesamt fielen 2020 ~1,74 Millionen Tonnen an kommunalem Klärschlamm in Deutschland an, was einer gesamten errechneten PFAS-Fracht von ~117 kg entspricht. Davon wurden ca. 22% der stofflichen Verwertung zugeführt, ca. 77% thermisch entsorgt und ca. 1% sonstig direkt entsorgt.

#### Stoffliche Verwertung

Bei der stofflichen Verwertung der Klärschlämme werden die Klärschlämme bodenbezogen als Düngemittel in der Landwirtschaft, oder bei landschaftsbaulichen Maßnahmen verwendet. Ein Teil wird auch anderer stofflicher Verwertung zugeführt (siehe Kapitel 3.4.2.1). Zerstört werden PFAS während der stofflichen Verwertung nicht. Daher werden die PFAS bei der stofflichen Verwertung i.d.R. direkt in die Umwelt gebracht, wo sie sich weiterverbreiten können. Durch das Auswaschen mittels Regens können sie ins Grundwasser gelangen.

In den Kläranlagen konnten außerdem flüchtige PFAS in der Luft nachgewiesen werden, wodurch generell ein Risiko für den Menschen besteht. Gemessene PFAS-Konzentrationen in der Luft von Kläranlagen liegen jedoch im ng/m<sup>3</sup> Bereich und liegen somit weit unterhalb typischer PFAS-Arbeitsplatzgrenzwerte im mg/m<sup>3</sup> Bereich.

Grenzwerte für PFAS im Klärschlamm existieren bereits in der Düngemittelverordnung (100 µg/kg für die Summe aus PFOS und PFOA), wodurch der Eintrag dieser Substanzen in die Umwelt verringert wird. Die Anzahl der für einen geeigneten Grenzwert zu messenden Substanzen und die Höhe des Grenzwertes sollten diskutiert werden.

Generell wird empfohlen die PFAS-Belastung von Klärschlämmen zu bestimmen, um dann die belasteten Schlämme einer thermischen Behandlung zuzuführen, um die PFAS möglichst weitgehend zu zerstören.

### **Thermische Behandlung**

In Europa müssen Klärschlammverbrennungsanlagen mit einer Mindesttemperatur von 850°C und eine Verweilzeit von mindestens 2 Sekunden betrieben werden. Da es sich hierbei um ein Minimumkriterium handelt, liegen die tatsächlichen Temperaturen in der Regel etwas höher. Diverse wissenschaftliche Studien konnten zeigen, dass diese Bedingungen ausreichen, um PFAS weitgehend zu zerstören (siehe Kapitel 3.5). Insignifikante Mengen an PFAS konnten in der Asche nachgewiesen werden. Messungen von Fluorgasen in der Abluft konnten nicht identifiziert werden. Es wird daher empfohlen solche Gase im Abgas von Müllverbrennungsanlagen (inklusive Klärschlammverbrennungsanlagen) in Europa zu messen, um die entsprechende Zerstörungseffizienz der Anlagen bestimmen zu können.

Generell ist die thermische Behandlung die empfohlene Entsorgungsmethode für PFAS-belastete Abfälle, da die PFAS bei dieser Behandlungsmethode weitgehend zerstört werden. Deshalb wird empfohlen, PFAS belastete Klärschlämme einer thermischen Abfallbehandlung zuzuführen.

### **Ablagerung auf Deponien/sonstige Behandlung**

Die Ablagerung von Klärschlamm auf Deponien ist verboten. Unter die sonstige direkte Entsorgung der Klärschlämme fallen z.B. die Abgabe an Trocknungsanlagen und andere unbekannte Entsorgungswege. Da die genauen Behandlungswege unbekannt sind, können keine konkreten Risiken und Empfehlungen abgeleitet werden. Es wird davon ausgegangen, dass PFAS in Trocknungsanlagen nicht zerstört werden, wobei die Risiken und Empfehlungen der stofflichen Verwertung gelten.

## **3.8.3 Papier**

### **Betroffenheit von Abfällen**

Ähnlich wie bei den Textilien werden PFAS in der Papierindustrie verwendet, um den Produkten wasser- und fettabweisende Eigenschaften zu verleihen. Diese Eigenschaften sind insbesondere bei Lebensmittelkontaktpapieren erwünscht, wodurch diese oftmals PFAS enthalten (siehe Kapitel 3.1.3.1 und 3.3.3). Im Rahmen dieses Projektes konnten PFAS jedoch auch in der regulären Altpapierfraktion nachgewiesen werden. (siehe Kapitel 3.2.2), was entweder auf eine Kontamination dieser Papiere oder auf den gezielten Einsatz von PFAS zurückzuführen ist. Generell wird davon ausgegangen, dass nicht alle Papiere, die ins Altpapier gelangen mit PFAS behandelt sind (z.B. Bücher, Druckerpapier, Zeitungen etc.).

Für Altpapier wurde eine durchschnittliche PFAS-Konzentration von ~374 µg/kg in Deutschland errechnet (vergleiche Kapitel 3.3.3).

Generell sollten die meisten Lebensmittelkontaktpapiere entweder im Verpackungs- bzw. im Hausmüll und nicht im Altpapier entsorgt werden (je nach Art des Produktes, vergleiche Kapitel 3.4.3.1), jedoch kann nicht ausgeschlossen werden, dass diese auch ins separat gesammelte Altpapier gelangen. Ein bestimmter Anteil an Lebensmittelkontaktpapier im separat gesammelten Altpapier konnte nicht ermittelt werden.

Generell können keine schlüssigen Daten bezüglich des Altpapierabfallstroms gefunden werden. Es werden die Daten zweier Berichte der Papierindustrie (2020, 2022) als Basis verwendet und eine Recyclingquote von 80% angenommen. Die restlichen Papiere werden thermisch verwertet oder deponiert.

## **Behandlung der betroffenen Abfälle, Risiken und Empfehlungen**

Insgesamt fielen 2020 ~14,5 Millionen Tonnen an Altpapieren in Deutschland an, was einer gesamten PFAS-Fracht von ~4.000 kg entspricht. Davon wurden ca. 80% der stofflichen Verwertung zugeführt, ca. 19,7% thermisch entsorgt und ca. 0,3% deponiert.

### **Stoffliche Verwertung**

Bei der stofflichen Verwertung der Altpapiere werden die vorhandenen PFAS nicht zerstört. Papiere werden beim Recycling mit Wasser und bestimmten Chemikalien vermischt, um Papierfasern zu erhalten. Diese können dann in neue Papierprodukte verarbeitet werden. Die PFAS haf-ten dabei entweder an der Faser und befinden sich somit im neuen Produkt, oder die gelangen in die Wasserphase, von der sie in lokale Kläranlagen gelangen.

Grenzwerte für Abwasser aus der Herstellung von Papier, Karton oder Pappe existieren bereits für diverse Schadstoffe, jedoch sind in Anhang 28 der Abwasserverordnung keine Grenzwerte für PFAS gelistet. Diese könnten in Zukunft etabliert werden.

Während des Recyclings können flüchtige PFAS in die Luft überreten, wodurch generell ein Ri-siko für den Menschen besteht. Beispielsweise konnten diverse PFAS in einer Küche nachgewie-sen werden, jedoch mit Konzentrationen im niedrigen ng/m<sup>3</sup> Bereich. Diese liegen somit weit unterhalb typischer PFAS-Grenzwerte im mg/m<sup>3</sup> Bereich. Es ist möglich, dass PFAS Konzentratio-nen in Papierrecyclinganlagen und Anlagen, welche Recyclingpapier verwenden höher sein könnten, jedoch sollte dies durch Messungen geprüft werden. Zerstört werden PFAS während der stofflichen Verwertung nicht.

Früher wurden Altpapiere zusammen mit Kompost auf Böden aufgebracht, wodurch die Böden in manchen Gegenden flächendeckend mit PFAS kontaminiert sind (z.B. mutmaßlich in Rastatt, siehe Kapitel 3.5.3). Die Kompostierung von Rückständen aus der Papierindustrie wird mittler-weile nicht mehr durchgeführt und sollte generell vermieden werden.

Weiterhin wird empfohlen stark kontaminierte Papierabfälle bzw. Papierabfälle mit hohem Ri-siko PFAS zu enthalten von den übrigen Papierabfällen zu trennen und der thermischen Behand-lung zuzuführen. Dabei werden die PFAS zum größten Teil zerstört. Analog zu den Textilien könnten auch hier Maßnahmen zur Bewusstseinsbildung in der Öffentlichkeit hilfreich sein, da-mit PFAS haltige Papiere von den Konsumenten entweder als Verpackungs- bzw. als Restmüll entsorgt und damit häufig thermisch verwertet werden.

### **Thermische Behandlung**

In Europa müssen Müllverbrennungsanlagen mit einer Mindesttemperatur von 850°C und eine Verweilzeit von mindestens 2 Sekunden betrieben werden. Da es sich hierbei um ein Minimum-kriterium handelt, liegen die tatsächlichen Temperaturen in der Regel etwas höher. Diverse wis-senschaftliche Studien konnten zeigen, dass diese Bedingungen ausreichen, um PFAS weitge-hend zu zerstören (siehe Kapitel 3.5). Insignifikante Mengen an PFAS konnten in der Asche nachgewiesen werden. Messungen von Fluorgasen in der Abluft konnten nicht identifiziert wer-den. Es wird daher empfohlen solche Gase im Abgas von Müllverbrennungsanlagen (inklusiv Klärschlammverbrennungsanlagen) in Europa zu messen, um die entsprechende Zerstörungsef-fizienz der Anlagen bestimmen zu können.

Generell ist die thermische Behandlung die empfohlene Entsorgungsmethode für PFAS-belastete Abfälle, da die PFAS bei dieser Behandlungsmethode weitgehend zerstört werden. Deshalb wird empfohlen, auch PFAS belastete Fraktionen von Papierabfällen möglichst einer thermischen Ab-fallbehandlung zuzuführen.

### Ablagerung auf Deponien/sonstige Behandlung

Ein geringer Anteil der Papierrückstände wird systembedingt noch deponiert. Im Sickerwasser von Deponien können häufig PFAS nachgewiesen werden, was auf das Auswaschen durch Regen, oder auf den Abbau von beispielsweise Seitenkettenfluorierten Verbindungen zurückzuführen sein kann. Das Sickerwasser kann in den Boden der Deponie eintreten, wird jedoch meistens in die lokale Kläranlage geleitet, wo es behandelt wird.

Flüchtige PFAS konnten ebenfalls in der Luft um eine Deponie nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lagen dabei jedoch im niedrigen ng/m<sup>3</sup> Bereich und liegen damit weit unterhalb typischer PFAS-Arbeitsplatzgrenzwerte im mg/m<sup>3</sup> Bereich.

Um die Risiken (z. B. direkter Eintrag von PFAS aus der Deponie in die Umwelt) zu minimieren, wird eine regelmäßige Wartung der Sickerwassersammelsysteme empfohlen. Die Fällung und Adsorption sind effektive Methoden, um PFAS aus der Flüssigphase zu entfernen und anschließend thermisch zu zerstören (siehe Kapitel 3.5.3).

Generell sollten PFAS-kontaminierte (Papier)Abfälle nicht deponiert werden, da die PFAS nicht zerstört werden und die Gefahr besteht, dass sie über Luft oder Sickerwasser in die Umwelt eingetragen werden.

### 3.8.4 Böden

#### Betroffenheit von Abfällen

PFAS werden nicht absichtlich in Böden verwendet, sondern stellen eine Verunreinigung dar. Beispielsweise können sie durch die Ausbringung von PFAS-kontaminierten Klärschlamm, jedoch auch durch atmosphärische Deposition auf Böden aufgebracht werden. In einigen Gegenenden in Deutschland gibt es größer flächige Kontaminationen von Böden mit PFAS z.B. in Rastatt durch die Aufbringung von PFAS-belasteten Papierschlamm, sowie im Bereich Gendorf durch die Herstellung und Verwendung von PFOA und Fluorpolymeren und damit verbundenen Emissionen u.a. in die Luft und anschließender Deposition auf den Böden der Umgebung sowie schließlich in der Nähe von Flughäfen durch die Verwendung von PFAS-haltigen Feuerlöschschäumen.

Es wurde eine durchschnittliche PFAS-Konzentration von ~18 µg/kg in Deutschland errechnet (vergleiche Kapitel 3.3.4).

Abfallböden können unter dem EWC-Code W126 gefunden werden (siehe Kapitel 3.4.4.1). Der Abfallstrom der Abfallböden ist mengenmäßig mit ca. 129 Millionen Tonnen mit Abstand der größte Abfallstrom, der in diesem Bericht betrachtet wird. 85% der Böden werden dabei stofflich verwertet und ca. 15% beseitigt, meistens durch Deponierung (siehe Kapitel 3.4.4.1).

#### Behandlung der betroffenen Abfälle, Risiken und Empfehlungen

Insgesamt fielen 2018 ~129 Millionen Tonnen an Abfallböden in Deutschland an, was einer gesamten PFAS-Fracht von ~2.300 kg entspricht. Davon wurden ca. 85% der stofflichen Verwertung zugeführt, ca. 0,2% thermisch behandelt und ca. 15% deponiert.

#### Stoffliche Verwertung

Bei der stofflichen Verwertung der Abfallböden werden die vorhandenen PFAS nicht zerstört. Böden werden meistens verfüllt, was bedeutet, dass sie zur Rekultivierung von Abgrabungen oder zu bautechnischen Zwecken bei der Landschaftsgestaltung verwendet werden. PFAS-Grenzwerte für die Wiederverwertung von Böden existieren bereits (siehe Kapitel 3.5.4), jedoch gelten diese nicht für die Abfallbehandlung.

Generell können die PFAS aus den Böden wieder ausgewaschen werden und schlussendlich ins Grundwasser gelangen. Es gibt jedoch Unterschiede in der Bindungskraft der Böden, da machen PFAS stärker binden, jedoch fehlt es hierzu noch an konkreten Studien (siehe Kapitel 3.5.4). Es wird daher empfohlen dies zu analysieren.

Während des Aushebens können insbesondere flüchtige PFAS in die Luft übergehen und eingeatmet werden. Es könnte deshalb in Erwägung gezogen werden geeignete Schutzausrüstung (z.B. Schutzmaske und Handschuhe) bei solchen Maßnahmen zu tragen. Um die Notwendigkeit für solche Schutzmaßnahmen festzustellen sollten jedoch geeignete Luftmessungen durchgeführt werden.

Es wird generell empfohlen PFAS-belastete Böden vor der Wiederverwendung zu sanieren, um die enthaltenen PFAS zu entfernen bzw. zu zerstören. Diverse chemische und thermische Verfahren sind in der Lage PFAS effektiv zu zerstören, jedoch sind diese oftmals noch nicht großtechnisch etabliert, weshalb hier noch Forschungsbedarf besteht. Alternativ können PFAS auch immobilisiert, ausgewaschen bzw. mittels Pump-and-Treat-Verfahren aus dem Boden entfernt werden (siehe Kapitel 3.5.4).

### **Thermische Behandlung**

In Europa müssen Müllverbrennungsanlagen mit einer Mindesttemperatur von 850°C und einer Verweilzeit von mindestens 2 Sekunden betrieben werden. Da es sich hierbei um ein Minimumskriterium handelt, liegen die tatsächlichen Temperaturen in der Regel etwas höher. Diverse wissenschaftliche Studien konnten zeigen, dass diese Bedingungen ausreichen, um PFAS weitgehend zu zerstören (siehe Kapitel 3.5). Insignifikante Mengen an PFAS konnten in der Asche nachgewiesen werden. Messungen von Fluorgasen in der Abluft konnten nicht identifiziert werden. Es wird daher empfohlen solche Gase im Abgas von Müllverbrennungsanlagen in Europa zu messen, um die entsprechende Zerstörungseffizienz der Anlagen bestimmen zu können.

Generell ist die thermische Behandlung die empfohlene Entsorgungsmethode für PFAS-belastete Abfälle, da die PFAS bei dieser Behandlungsmethode weitgehend zerstört werden. Deshalb wird empfohlen, auch stark PFAS belastete Fraktionen von Bodenabfällen möglichst einer thermischen Abfallbehandlung zuzuführen.

### **Ablagerung auf Deponien/sonstige Behandlung**

Ca. 15% des als Abfall anfallenden Bodenmaterials wird auf Deponien abgelagert. Im Sickerwasser von Deponien können häufig PFAS nachgewiesen werden, was auf das Auswaschen durch Regen, oder auf den Abbau von beispielsweise seitenkettenfluorierten Verbindungen zurückzuführen sein kann. Das Sickerwasser kann in den Boden der Deponie eintreten, wird jedoch meistens in die lokale Kläranlage geleitet, wo es behandelt wird.

Flüchtige PFAS konnten ebenfalls in der Luft um eine Deponie nachgewiesen werden. Die Konzentrationen lagen dabei jedoch im niedrigen ng/m<sup>3</sup> Bereich und liegen damit weit unterhalb typischer PFAS-Grenzwerte im mg/m<sup>3</sup> Bereich.

Um die Risiken (z. B. direkter Eintrag von PFAS aus der Deponie in die Umwelt, Einatmen von PFAS auf der Deponie) zu minimieren, wird eine regelmäßige Wartung der Sickerwassersammelsysteme empfohlen. Die Fällung und Adsorption an beispielsweise Aktivkohlefiltern sind effektive Methoden, um PFAS aus der Flüssigphase zu entfernen und anschließend thermisch zu zerstören (siehe Kapitel 3.5.3).

Generell sollten PFAS-kontaminierte (Boden)Abfälle nicht unbehandelt deponiert werden, da die PFAS nicht zerstört werden. Für Böden kann auch die Untertagedeponierung als Abfallbehandlung in Betracht gezogen werden, jedoch werden die PFAs hierbei auch nicht zerstört.



## Quellenverzeichnis

- Ahrens, L., Gerwinski, W., Theobald, N., & Ebinghaus, R. (2010). Sources of polyfluoroalkyl compounds in the North Sea, Baltic Sea and Norwegian Sea: Evidence from their spatial distribution in surface water. *Mar Pollut Bull*, 60(2), 255–260. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.09.013>
- Ahrens, L., Shoeib, M., Harner, T., Lee, S. C., Guo, R., & Reiner, E. J. (2011). Wastewater treatment plant and landfills as sources of polyfluoroalkyl compounds to the atmosphere. *Environmental Science and Technology*, 45(19), 8098–8105. <https://doi.org/10.1021/es1036173>
- Akhhdhar, A., Schneider, M., Orme, A., Schultes, L., Raab, A., Krupp, E. M., Benskin, J. P., Welz, B., & Feldmann, J. (2020). The use of high resolution graphite furnace molecular absorption spectrometry (HR -MAS) for total fluorine determination in extractable organofluorines (EOF). *Talanta*, 209, 120466. <https://doi.org/10.1016/j.talanta.2019.120466>
- Al Amin, M., Luo, Y., Nolan, A., Robinson, F., Niu, J., Warner, S., Liu, Y., Dharmarajan, R., Mallavarapu, M., Naidu, R., & Fang, C. (2021). Total oxidisable precursor assay towards selective detection of PFAS in AFFF. *Journal of Cleaner Production*, 328(January). <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.129568>
- Al Amin, M., Sobhani, Z., Liu, Y., Dharmaraja, R., Chadalavada, S., Naidu, R., Chalker, J. M., & Fang, C. (2020). Recent advances in the analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS)—A review. *Environmental Technology & Innovation*, 19. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100879>
- Alder, A. C., & van der Voet, J. (2015). Occurrence and point source characterization of perfluoroalkyl acids in sewage sludge. *Chemosphere*, 129, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.045>
- Aleksandrov, K., Gehrman, H. J., Hauser, M., Mätzing, H., Pigeon, D., Staf, D., & Wexler, M. (2019). Waste incineration of Polytetrafluoroethylene (PTFE) to evaluate potential formation of per- and Poly-Fluorinated Alkyl Substances (PFAS) in flue gas. *Chemosphere*, 226, 898–906. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.191>
- Ankley, G. T., Cureton, P., Hoke, R. A., Houde, M., Kumar, A., Kurias, J., Lanno, R., McCarthy, C., Newsted, J., Salice, C. J., Sample, B. E., Sepúlveda, M. S., Steevens, J., & Valsecchi, S. (2021). Assessing the Ecological Risks of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Current State-of-the Science and a Proposed Path Forward. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40(3), 564–605. <https://doi.org/10.1002/etc.4869>
- Annex XV. (2023a). Annex A to the Annex XV restriction report for PFAS. <https://echa.europa.eu/de/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18663449b>
- Annex XV. (2023b). Annex XV Restriction report Proposal for a restriction of Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). <https://echa.europa.eu/de/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18663449b>
- Backe, W. J., Day, T. C., & Field, J. A. (2013). Zwitterionic, cationic, and anionic fluorinated chemicals in aqueous film forming foam formulations and groundwater from U.S. military bases by nonaqueous large-volume injection HPLC-MS/MS. *Environ Sci Technol*, 47(10), 5226–5234. <https://doi.org/10.1021/es3034999>
- Bayerisches Landesamt für Umwelt. (2011). Analyse und Verteilungsverhalten von perfluorierten Chemikalien und anderen persistenten organischen Spurenstoffen in Klärschlamm und Boden. 1–48.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt. (2020). PFOA-Problematik im Raum Gendorf. [Https://Www.Lfu.Bayern.de/Altlasten/Pfoa\\_gendorf/Index.Htm](Https://Www.Lfu.Bayern.de/Altlasten/Pfoa_gendorf/Index.Htm).
- Becker, A. M., Gerstmann, S., & Frank, H. (2008). Perfluorooctane surfactants in waste waters, the major source of river pollution. *Chemosphere*, 72(1), 115–121. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.01.009>

- Blaine, A. C., Rich, C. D., Hundal, L. S., Lau, C., Mills, M. A., Harris, K. M., & Higgins, C. P. (2013). Uptake of Perfluoroalkyl Acids into Edible Crops via Land Applied Biosolids: Field and Greenhouse Studies. *Environmental Science & Technology*, 47(24), 14062–14069. <https://doi.org/10.1021/es403094q>
- Blasenbauer, D., Huber, F., Lederer, J., Quina, M. J., Blanc-Biscarat, D., Bogush, A., Bontempi, E., Blondeau, J., Chimenos, J. M., Dahlbo, H., Fagerqvist, J., Giro-Palomá, J., Hjelmar, O., Hyks, J., Keaney, J., Lupsea-Toader, M., O'Caollai, C. J., Orupöld, K., Paják, T., ... Fellner, J. (2020). Legal situation and current practice of waste incineration bottom ash utilisation in Europe. *Waste Management*, 102, 868–883. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.11.031>
- Blepp, M., Willand, W., & Weber, R. (2016). *Verwendung von PFOS in der Galvanik - Kennzeichen eines geschlossenen Kreislaufs, Verwendung von Ersatzstoffen*. Umweltbundesamt.
- BMUV. (2022a). *Die neue Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung*. <https://www.bmuv.de/themen/wasser-ressourcen-abfall/boden-und-altlasten/die-neue-bundes-bodenschutz-und-altlastenverordnung>
- BMUV. (2022b). *Leitfaden zur PFAS-Bewertung*. <https://www.bmuv.de/download/leitfaden-zur-pfas-bewertung>
- Bokkers, B. G. H. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in food contact material. *National Institute for Public Health and Environment - Ministry of Health, Welfare and Sport*.
- Bolan, N., Sarkar, B., Yan, Y., Li, Q., Wijesekara, H., Kannan, K., Tsang, D. C. W., Schauerte, M., Bosch, J., Noll, H., Ok, Y. S., Scheckel, K., Kumpiene, J., Gobindlal, K., Kah, M., Sperry, J., Kirkham, M. B., Wang, H., Tsang, Y. F., ... Rinklebe, J. (2021). Remediation of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) contaminated soils - To mobilize or to immobilize or to degrade? *Journal of Hazardous Materials*, 401, 123892. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123892>
- Brendel, S., Fetter, É., Staude, C., Vierke, L., & Biegel-Engler, A. (2018). Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environmental Sciences Europe*, 30(1), 9. <https://doi.org/10.1186/s12302-018-0134-4>
- Brusseau, M. L., Anderson, R. H., & Guo, B. (2020). PFAS concentrations in soils: Background levels versus contaminated sites. *Science of the Total Environment*, 740, 140017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140017>
- Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., de Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. J. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7(4), 513–541. <https://doi.org/10.1002/ieam.258>
- Bundesministerium für Umwelt Bau und Reaktorsicherheit, N. (2017). *Bericht zu perfluorierten Verbindungen; Reduzierung/Vermeidung, Regulierung und Grenzwerte, einheitliche Analyse- und Messverfahren für fluororganische Verbindungen*. [https://www.umweltministerkonferenz.de/umlbeschluesse/umlaufBericht2017\\_19.pdf](https://www.umweltministerkonferenz.de/umlbeschluesse/umlaufBericht2017_19.pdf)
- Busch, J., Ahrens, L., Sturm, R., & Ebinghaus, R. (2010). Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 158(5), 1467–1471. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.12.031>
- Butt, C. M., Muir, D. C., & Mabury, S. A. (2014). Biotransformation pathways of fluorotelomer-based polyfluoroalkyl substances: a review. *Environ Toxicol Chem*, 33(2), 243–267. <https://doi.org/10.1002/etc.2407>
- BVSE. (2020). *Bedarf, Konsum und Wiederverwendung von Bekleidung und Textilien in Deutschland*. [https://www.bvse.de/images/pdf/Leitfaedeqwdn-Broschueren/150914\\_Textilstudie\\_2015.pdf](https://www.bvse.de/images/pdf/Leitfaedeqwdn-Broschueren/150914_Textilstudie_2015.pdf)

- Campo, J., Masiá, A., Picó, Y., Farré, M., & Barceló, D. (2014). Distribution and fate of perfluoroalkyl substances in Mediterranean Spanish sewage treatment plants. *Science of the Total Environment*, 472, 912–922. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.11.056>
- CEFIC. (2022). *Top Questions About Chemical Recycling*. <https://cefic.org/a-solution-provider-for-sustainability/chemical-recycling-making-plastics-circular/top-questions-about-chemical-recycling/>
- Celep, G. (2022). *Limitations of Textile Recycling: The Reason behind the Development of Alternative Sustainable Fibers* (G. D. Tetik (ed.); p. Ch. 6). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.105118>
- Chiesa, L. M., Nobile, M., Pasquale, E., Balzaretti, C., Cagnardi, P., Tedesco, D., Panseri, S., & Arioli, F. (2018). Detection of perfluoroalkyl acids and sulphonates in Italian eel samples by HPLC-HRMS Orbitrap. *Chemosphere*, 193, 358–364. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.082>
- Clara, M., Scheffknecht, C., Scharf, S., Weiss, S., & Gans, O. (2008). Emissions of perfluorinated alkylated substances (PFAS) from point sources--identification of relevant branches. *Water Sci Technol*, 58(1), 59–66. <https://doi.org/10.2166/wst.2008.641>
- Coggan, T. L., Moodie, D., Kolobaric, A., Szabo, D., Shimeta, J., Crosbie, N. D., Lee, E., Fernandes, M., & Clarke, B. O. (2019). An investigation into per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in nineteen Australian wastewater treatment plants (WWTPs). *Heliyon*, 5(8), e02316. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02316>
- Colombo, I., Wolf, W. de, Thompson, R. S., Farrar, D. G., Hoke, R. A., & L'Haridon, J. (2008). Acute and chronic aquatic toxicity of ammonium perfluoroctanoate (APFO) to freshwater organisms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71(3), 749–756. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.04.002>
- Conversio. (2018). *Stoffstrombild Kunststoffe in Deutschland (Flows of Plastic Materials in Germany) 2017. September.* [https://www.bvse.de/images/news/Kunststoff/2018/181011\\_Kurzfassung\\_Stoffstrombild\\_2017.pdf](https://www.bvse.de/images/news/Kunststoff/2018/181011_Kurzfassung_Stoffstrombild_2017.pdf)
- Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Glüge, J., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Miller, M., Ng, C. A., Scheringer, M., Vierke, L., & Wang, Z. (2020). Strategies for grouping per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to protect human and environmental health. *Environmental Science. Processes & Impacts*, 22(7), 1444–1460. <https://doi.org/10.1039/d0em00147c>
- Cousins, I. T., Johansson, J. H., Salter, M. E., Sha, B., & Scheringer, M. (2022). Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental Science and Technology*, 56(16), 11172–11179. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c02765>
- Daly, E. R., Chan, B. P., Talbot, E. A., Nassif, J., Bean, C., Cavallo, S. J., Metcalf, E., Simone, K., & Woolf, A. D. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) exposure assessment in a community exposed to contaminated drinking water, New Hampshire, 2015. *Int J Hyg Environ Health*, 221(3), 569–577. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2018.02.007>
- Damayanti, D., Wulandari, L. A., Bagaskoro, A., Rianjanu, A., & Wu, H. S. (2021). Possibility routes for textile recycling technology. *Polymers*, 13(21). <https://doi.org/10.3390/polym13213834>
- Datenbank, E. (2021). <https://echa.europa.eu/de/information-on-chemicals/registered-substances>.
- Datenbank, S. (2021). <https://www.spin.su.se/>.
- Designing Buildings. (2022). *Backfilling*. <https://www.designingbuildings.co.uk/wiki/Backfilling>
- Destatis. (2020a). *Klärschlammverwertung nach Bundesländern*. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Wasserwirtschaft/Tabellen/liste-klaerschlammverwertungsart.html>
- Destatis. (2020b). *Umwelt - Abfallbilanz*. <https://www.destatis.de/DE/Themen/Gesellschaft-Umwelt/Umwelt/Abfallwirtschaft/Tabellen/liste-abfallbilanz-kurzuebersicht.html>

- Destatis. (2022). *Genesis-Online, Die Datenbank des Statistischen Bundesamtes - Abfallentsorgung: Deutschland, Jahre, Anlagenart.* <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online>
- DFG. (2022). *MAK- und BAT-Werte-Liste 2022.* <https://mak-dfg.publisso.de/>
- Die Papierindustrie. (2020). *Wasser- und Rückstandsumfrage in der deutschen Zellstoff- und Papierindustrie 2020.*
- Die Papierindustrie. (2022). *2022 — Statistiken zum Leistungsbericht Papier.*
- DIN 38414-14. (2011). *Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung – Schlamm und Sedimente (Gruppe S) – Teil 14: Bestimmung ausgewählter polyfluorierter Verbindungen (PFC) in Schlamm, Kompost und Boden – Verfahren mittels Hochleistungs-Flüssigkeits.*
- Dornbusch, D. H.-J., Hannes, L., Santjer, M., Böhm, C., Wüst, S., Zwiele, D. B., Kern, D. M., Siepenkothen, H.-J., & Kanthak, M. (2020). *Vergleichende Analyse von Siedlungsrestab-fällen aus repräsentativen Regionen in Deutschland zur Bestimmung des Anteils an Problemstoffen und verwertbaren Materialien.*
- ECHA. (2022a). *Proposal to ban ‘forever chemicals’ in firefighting foams throughout the EU.* <https://echa.europa.eu/de/-/proposal-to-ban-forever-chemicals-in-firefighting-foams-throughout-the-eu>
- ECHA. (2022b). *Registry of restriction intentions until outcome - undecafluorohexanoic acid (PFHxA), its salts and related substances.* <https://echa.europa.eu/de/registry-of-restriction-intentions-/dislist/details/0b0236e18323a25d>
- EEA. (2006). *Residues from combustion of coal for energy production. September.* <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/en10-residues-from-combustion-of/residues-from-combustion-of-coal>
- EFSA. (2022). *Guidelines for PFAS assessment – Recommendations for the uniform nationwide assessment of soil and water contamination and for the disposal of soil material containing PFAS. January.*
- Europäische Kommission. (2020). *Commission staff working document, Poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS), Accompanying the document COMMUNICATION FROM THE COMMISSION TO THE EUROPEAN PARLIAMENT, THE COUNCIL, THE EUROPEAN ECONOMIC AND SOCIAL COMMITTEE AND THE COMMITTEE OF THE REGIONS.*
- Europäische Kommission. (2022a). *DURCHFÜHRUNGSBESCHLUSS (EU) 2022/2508 DER KOMMISSION vom 9. Dezember 2022 über Schlussfolgerungen zu den besten verfügbaren Techniken (BVT) gemäß der Richtlinie 2010/75/EU des Europäischen Parlaments und des Rates über Industrieemissionen in Bezug auf die.* <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:32022D2508&from=EN>
- Europäische Kommission. (2022b). *Proposal for a DIRECTIVE OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and d.*
- Europäisches Parlament. (2019). *Verordnung (EU) 2019/1021 des Europäischen Parlaments und des Rates über persistente organische Schadstoffe.*
- Eurostat. (2022). *Treatment of waste by waste category, hazardousness and waste management operations (env\_wastrt).* <https://ec.europa.eu/eurostat/web/waste/data/database>
- Felizeter, S., Jürling, H., Kotthoff, M., De Voogt, P., & McLachlan, M. S. (2020). Influence of soil on the uptake of perfluoroalkyl acids by lettuce: A comparison between a hydroponic study and a field study. *Chemosphere*, 260. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127608>
- Fengler, R., Schlummer, M., Gruber, L., Fiedler, D., & Weise, N. (2011). Migration of Fluorinated Telomer Alcohols (FTOH) from Food Contact Materials into Food at Elevated Temperatures. *Organohalogen Compounds*, Vol. 73(August), 939–942. <https://www.researchgate.net/publication/234056050>

- Field, J. A., & Seow, J. (2017). Properties, occurrence, and fate of fluorotelomer sulfonates. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 47(8), 643–691. <https://doi.org/10.1080/10643389.2017.1326276>
- Flamme, S., Hanewinkel, J., Quicker, P., & Weber, K. (2018). Energieerzeugung aus Abfällen. Umweltbundesamt, 159. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>
- Footitt, A., Nwaogu, T. A., & Brooke, D. (2004). Perfluorooctane Sulphonate: Risk Reduction Strategy and Analysis of Advantages and Drawbacks. [Https://Assets.Publishing.Service.Gov.Uk/Government/Uploads/System/Uploads/Attachment\\_Data/File/183154/Pfos-Riskstrategy.Pdf](Https://Assets.Publishing.Service.Gov.Uk/Government/Uploads/System/Uploads/Attachment_Data/File/183154/Pfos-Riskstrategy.Pdf), August, 1–17.
- Forschungsinstitut. (2022). Antwort auf die Anfrage vom 05.09.2022.
- Frauenstein, J., & Mahrle, S. (2020). Stationäre Bodenbehandlungsanlagen in Deutschland – Bedarfsbelebung versus Anlagensterben? *Altlasten Spektrum*, 5, 199–217. <https://doi.org/10.37307/j.1864-8371.2020.05.06>
- Frömel, D. T., Gremmel, C., Dimzon, D. I. K., Weil, H., & Knepper, P. D. T. P. (2016). *Investigations on the presence and behavior of precursors to perfluoroalkyl substances in the environment as a preparation of regulatory measures* (Issue June).
- Fuertes, I., Gómez-Lavín, S., Elizalde, M. P., & Urtiaga, A. (2017). Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in northern Spain municipal solid waste landfill leachates. *Chemosphere*, 168(March 2019), 399–407. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.072>
- Gaballah, S., Swank, A., Sobus, J. R., Howey, X. M., Schmid, J., Catron, T., McCord, J., Hines, E., Strynar, M., & Tal, T. (2020). Evaluation of Developmental Toxicity, Developmental Neurotoxicity, and Tissue Dose in Zebrafish Exposed to GenX and Other PFAS. *Environmental Health Perspectives*, 128(4), 47005. <https://doi.org/10.1289/ehp5843>
- Gałęzowska, G., Rogowska, J., Olkowska, E., Ratajczyk, W., & Wolska, L. (2020). Environmental Risk Assessment Resulting from Sediment Contamination with Perfluoroalkyl Substances. *Molecules*, 26(1). <https://doi.org/10.3390/MOLECULES26010116>
- Gebbink, W. A., Ullah, S., Sandblom, O., & Berger, U. (2013). Polyfluoroalkyl phosphate esters and perfluoroalkyl carboxylic acids in target food samples and packaging--method development and screening. *Environ Sci Pollut Res Int*, 20(11), 7949–7958. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1596-y>
- Geertinger, A., Jensen, A. A., & Hansen, M. W. (2019). *Belysning af destruktion af visse POP-stoffer på konventionelle affaldsforbrændingsanlæg til forbrænding af hovedsageligt ikke-farligt og forbrændingsegnet affald* (Issue 2085). <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2019/07/978-87-7038-072-0.pdf>
- Gehrenkemper, L., Simon, F., Roesch, P., Fischer, E., von der Au, M., Pfeifer, J., Cossmer, A., Wittwer, P., Vogel, C., Simon, F.-G., & Meermann, B. (2021). Determination of organically bound fluorine sum parameters in river water samples-comparison of combustion ion chromatography (CIC) and high resolution-continuum source-graphite furnace molecular absorption spectrometry (HR-CS-GFMAS). *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 413(1), 103–115. <https://doi.org/10.1007/s00216-020-03010-y>
- Gleisner, H., Einax, J. W., Mores, S., Welz, B., & Carasek, E. (2011). A fast and accurate method for the determination of total and soluble fluorine in toothpaste using high-resolution graphite furnace molecular absorption spectrometry and its comparison with established techniques. *J Pharm Biomed Anal*, 54(5), 1040–1046. <https://doi.org/10.1016/j.jpba.2010.12.013>
- Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I. T., DeWitt, J. C., Goldenman, G., Herzke, D., Lohmann, R., Ng, C. A., Trier, X., & Wang, Z. (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environ Sci Process Impacts*, 22(12), 2345–2373. <https://doi.org/10.1039/d0em00291g>

- Göckener, B., Fliedner, A., Rüdel, H., Fettig, I., & Koschorreck, J. (2021). Exploring unknown per- and polyfluoroalkyl substances in the German environment – The total oxidizable precursor assay as helpful tool in research and regulation. *Science of the Total Environment*, 782, 146825.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146825>
- Göckener, B., Lange, F. T., Lesmeister, L., Gökçe, E., Dahme, H. U., Bandow, N., & Biegel-Engler, A. (2022). Digging deep—implementation, standardisation and interpretation of a total oxidisable precursor (TOP) assay within the regulatory context of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil. *Environmental Sciences Europe*, 34(1), 1–9. <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00631-1>
- Gremmel, C., Frömel, T., & Knepper, T. P. (2016). Systematic determination of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in outdoor jackets. *Chemosphere*, 160, 173–180.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.06.043>
- Hamid, H., & Li, L. (2016). Role of wastewater treatment plant (WWTP) in environmental cycling of poly- and perfluoroalkyl (PFAS) compounds. *Ecocycles*, 2(2). <https://doi.org/10.19040/ecocycles.v2i2.62>
- He, J.-L., Peng, T., Xie, J., Dai, H.-H., Chen, D.-D., Yue, Z.-F., Fan, C.-L., & Li, C. (2015). Determination of 20 Perfluorinated Compounds in Animal Liver by HPLC-MS/MS. *Chinese Journal of Analytical Chemistry*, 43(1), 40–48. [https://doi.org/10.1016/s1872-2040\(15\)60799-x](https://doi.org/10.1016/s1872-2040(15)60799-x)
- Held, D. T., & Reinhard, D. M. (2020). *Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen*. <https://pesquisa.bvsalud.org/portal/resource/en/mdl-20203177951%0Ahttp://dx.doi.org/10.1038/s41562-020-0887-9%0Ahttp://dx.doi.org/10.1038/s41562-020-0884-z%0Ahttps://doi.org/10.1080/13669877.2020.1758193%0Ahttp://sersc.org/journals/index.php/IJAST/article>
- Held, T. (2015). Boden- und Grundwasserkontaminationen mit PFC bei Altlastverdächtigen Flächen und nach Löschmitteleinsätzen - Arbeitshilfe zur flächendeckenden Erfassung, standortbezogenen historischen Erkundung und zur Orientierenden Untersuchung (Projektstufe 1). *LFP Projekt B4.14: PFC-Arbeitshilfe*.
- Herzke, D., Olsson, E., & Posner, S. (2012). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in consumer products in Norway - a pilot study. *Chemosphere*, 88(8), 980–987.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.035>
- Heydebreck, F. (2017). *Per- and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment - Shifting toward Fluorinated Alternatives*.
- Heydebreck, F., Tang, J., Xie, Z., & Ebinghaus, R. (2015). Alternative and Legacy Perfluoroalkyl Substances: Differences between European and Chinese River/Estuary Systems. *Environ Sci Technol*, 49(14), 8386–8395. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01648>
- Hoke, R. A., Bouchelle, L. D., Ferrell, B. D., & Buck, R. C. (2012). Comparative acute freshwater hazard assessment and preliminary PNEC development for eight fluorinated acids. *Chemosphere*, 87(7), 725–733. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.066>
- Houtz, E. F., Higgins, C. P., Field, J. A., & Sedlak, D. L. (2013). Persistence of perfluoroalkyl acid precursors in AFFF-impacted groundwater and soil. *Environ Sci Technol*, 47(15), 8187–8195. <https://doi.org/10.1021/es4018877>
- Houtz, E. F., & Sedlak, D. L. (2012). Oxidative conversion as a means of detecting precursors to perfluoroalkyl acids in urban runoff. *Environ Sci Technol*, 46(17), 9342–9349. <https://doi.org/10.1021/es302274g>
- Huber, S., Moe, M., Schmidbauer, N., Hansen, G., & Herzke, D. (2009). Emissions from the incineration of fluoropolymer materials. *Nelu, OR* 12/2009, 19.

- Jahnke, A., & Berger, U. (2009). Trace analysis of per- and polyfluorinated alkyl substances in various matrices – how do current methods perform? *J Chromatogr A*, 1216(3), 410–421.  
<https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.08.098>
- Jain, R. B. (2013). Effect of pregnancy on the levels of selected perfluoroalkyl compounds for females aged 17–39 years: data from National Health and Nutrition Examination Survey 2003–2008. *J Toxicol Environ Health A*, 76(7), 409–421. <https://doi.org/10.1080/15287394.2013.771547>
- Jamari, N. L. A., Dohmann, J. F., Raab, A., Krupp, E. M., & Feldmann, J. (2019). Novel non-targeted analysis of perfluorinated compounds using fluorine-specific detection regardless of their ionisability (HPLC-ICPMS/MS-ESI-MS). *Anal Chim Acta*, 1053, 22–31. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.11.037>
- Janda, J., Nödler, K., Scheurer, M., Happel, O., Nürenberg, G., Zwiener, C., & Lange, F. T. (2019). Closing the gap – inclusion of ultrashort-chain perfluoroalkyl carboxylic acids in the total oxidizable precursor (TOP) assay protocol. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 21(11), 1926–1935.  
<https://doi.org/10.1039/c9em00169g>
- Janousek, R. M., Lebertz, S., & Knepper, T. P. (2019). Previously unidentified sources of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances from building materials and industrial fabrics. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 21(11), 1936–1945. <https://doi.org/10.1039/c9em00091g>
- Janousek, R. M., Mayer, J., & Knepper, T. P. (2019). Is the phase-out of long-chain PFASs measurable as fingerprint in a defined area? Comparison of global PFAS concentrations and a monitoring study performed in Hesse, Germany from 2014 to 2018. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 120.  
<https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.01.017>
- Kingsley, S. L., Eliot, M. N., Kelsey, K. T., Calafat, A. M., Ehrlich, S., Lanphear, B. P., Chen, A., & Braun, J. M. (2018). Variability and predictors of serum perfluoroalkyl substance concentrations during pregnancy and early childhood. *Environ Res*, 165, 247–257. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.04.033>
- Kingsley, S. L., Walker, D. I., Calafat, A. M., Chen, A., Papandonatos, G. D., Xu, Y., Jones, D. P., Lanphear, B. P., Pennell, K. D., & Braun, J. M. (2019). Metabolomics of childhood exposure to perfluoroalkyl substances: a cross-sectional study. *Metabolomics*, 15(7), 95. <https://doi.org/10.1007/s11306-019-1560-z>
- Knepper, T. P., Frömel, T., Gremmel, C., van Driezum, I., Weil, H., Vestergren, R., & Cousins, I. T. (2014). Understanding the exposure pathways of per- and polyfluoralkyl substances (PFAS) via use of PFASs-containing products - risk estimation for man and environment. *Umweltbundesamt Abschlussbericht*, 47/2014.
- Knepper, T. P., & Janousek, R. M. (2020). *Potential SVHCs in environment and products: Measurements of the presence of potential substances of very high concern in the environment and in products*.
- Knutsen, H., Mæhlum, T., Haarstad, K., Slinde, G. A., & Arp, H. P. H. (2019). Leachate emissions of short- And long-chain per- And polyfluoralkyl substances (PFASs) from various Norwegian landfills. *Environmental Science: Processes and Impacts*, 21(11), 1970–1979. <https://doi.org/10.1039/c9em00170k>
- Koch, A., Karrman, A., Yeung, L. W. Y., Jonsson, M., Ahrens, L., & Wang, T. (2019). Point source characterization of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) and extractable organofluorine (EOF) in freshwater and aquatic invertebrates. *Environ Sci Process Impacts*, 21(11), 1887–1898. <https://doi.org/10.1039/c9em00281b>
- Kotthoff, M., & Bücking, M. (2018). Four Chemical Trends Will Shape the Next Decade's Directions in Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances Research. In *Frontiers in chemistry* (Vol. 6, p. 103).  
<https://doi.org/10.3389/fchem.2018.00103>
- Kotthoff, M., Fliedner, A., Rüdel, H., Göckener, B., Bücking, M., Biegel-Engler, A., & Koschorreck, J. (2020). Per- and polyfluoroalkyl substances in the German environment – Levels and patterns in different matrices. *Science of the Total Environment*, 740. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140116>

- Kotthoff, M., Müller, J., Jürling, H., Schlummer, M., & Fiedler, D. (2015). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in consumer products. *Environmental Science and Pollution Research International*, 22(19), 14546–14559. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4202-7>
- Krüger, M., Huang, M.-D., Becker-Roß, H., Florek, S., Ott, I., & Gust, R. (2012). Quantification of the fluorine containing drug 5-fluorouracil in cancer cells by GaF molecular absorption via high-resolution continuum source molecular absorption spectrometry. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 69, 50–55. <https://doi.org/10.1016/j.sab.2012.02.004>
- LAGA. (2020). *Mitteilung der Bund- / Länderarbeitsgemeinschaft Vollzugshinweise zur Umsetzung der Klärschlammverordnung*. 1–39.
- Lakshminarasimman, N., Gewurtz, S. B., Parker, W. J., & Smyth, S. A. (2021). Removal and formation of perfluoroalkyl substances in Canadian sludge treatment systems – A mass balance approach. *Science of The Total Environment*, 754, 142431. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142431>
- Landesamt für Natur, U. und V. N.-W. (2011). *Vorbereitung von PFTin der Umwelt Ursachen - Untersuchungsstrategien - Ergebnisse - Maßnahmen (LANUV Fachbericht 34)*.
- Landesamt für Natur, U. und V. N.-W. (2015). *Bestandsaufnahme: Fälle mit PFC-Belastungen im Boden und Grundwasser in Nordrhein-Westfalen*.
- Landesamt für Natur, U. und V. N.-W. (2019). *Fälle mit PFC-Belastungen im Boden und Grundwasser in Nordrhein-Westfalen*.
- LANUV. (2022a). *E-Mail vom 14.09.2022*.
- LANUV. (2022b). *E-Mail vom 19.08.2022*.
- LfL. (2021). *Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm*. [https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/landwirtschaftliche-verwertung-klaerschlamm\\_lfl-information\\_final.pdf](https://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/publikationen/daten/informationen/landwirtschaftliche-verwertung-klaerschlamm_lfl-information_final.pdf)
- LfU Bayern. (2003). *Klärschlammtrocknungsanlage Abwasserzweckverband Füssen*. [https://www.abfallratgeber.bayern.de/publikationen/klaerschlamm/doc/klaerschlamm-trocknungsanlage\\_fussen.pdf](https://www.abfallratgeber.bayern.de/publikationen/klaerschlamm/doc/klaerschlamm-trocknungsanlage_fussen.pdf)
- LfU Bayern. (2019). *Klärschlamm in der Landwirtschaft - LfU Bayern*. <https://www.lfu.bayern.de/abfall/klaerschlamm/landwirtschaft/index.htm>
- LfU Bayern. (2022). *AbfKlärV - Klärschlammverordnung - IZU*. <https://www.umweltpakt.bayern.de/abfall/recht/bund/206/abfklaerv-klaerschlammverordnung>
- Lin, Y., Ruan, T., Liu, A., & Jiang, G. (2017). Identification of Novel Hydrogen-Substituted Polyfluoroalkyl Ether Sulfonates in Environmental Matrices near Metal-Plating Facilities. *Environ Sci Technol*, 51(20), 11588–11596. <https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02961>
- Llorca, M., Farre, M., Pico, Y., & Barcelo, D. (2011). Analysis of perfluorinated compounds in sewage sludge by pressurized solvent extraction followed by liquid chromatography-mass spectrometry. *J Chromatogr A*, 1218(30), 4840–4846. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.01.085>
- Lofstedt Gilljam, J., Leonel, J., Cousins, I. T., & Benskin, J. P. (2016). Is Ongoing Sulfuramid Use in South America a Significant Source of Perfluorooctanesulfonate (PFOS)? Production Inventories, Environmental Fate, and Local Occurrence. *Environ Sci Technol*, 50(2), 653–659. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04544>
- Loi, E. I., Yeung, L. W., Taniyasu, S., Lam, P. K., Kannan, K., & Yamashita, N. (2011). Trophic magnification of poly- and perfluorinated compounds in a subtropical food web. *Environ Sci Technol*, 45(13), 5506–5513. <https://doi.org/10.1021/es200432n>

- Longendyke, G. K., Katel, S., & Wang, Y. (2022). PFAS fate and destruction mechanisms during thermal treatment: a comprehensive review. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 24(2), 196–208.  
<https://doi.org/10.1039/D1EM00465D>
- LUBW. (2016). *PFC - Einträge in Böden durch Kompost und Klärschlamm*. <https://pd.lubw.de/58207>
- Masoner, J. R., Kolpin, D. W., Cozzarelli, I. M., Smalling, K. L., Bolyard, S. C., Field, J. A., Furlong, E. T., Gray, J. L., Lozinski, D., Reinhart, D., Rodowa, A., & Bradley, P. M. (2020). Landfill leachate contributes per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS) and pharmaceuticals to municipal wastewater. *Environmental Science: Water Research and Technology*, 6(5), 1300–1311. <https://doi.org/10.1039/d0ew00045k>
- McCarthy, C., Kappleman, W., & DiGuiseppi, W. (2017). Ecological Considerations of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Current Pollution Reports*, 3(4), 289–301. <https://doi.org/10.1007/s40726-017-0070-8>
- McKinsey & Company. (2022). *Scaling textile recycling in Europe—turning waste into value*.  
<https://www.mckinsey.com/industries/retail/our-insights/scaling-textile-recycling-in-europe-turning-waste-into-value>
- McLachlan, M. S., Holmstrom, K. E., Reth, M., & Berger, U. (2007). Riverine discharge of perfluorinated carboxylates from the European continent. *Environ Sci Technol*, 41(21), 7260–7265.  
<https://doi.org/10.1021/es071471p>
- Meng, L., Song, B., Zhong, H., Ma, X., Wang, Y., Ma, D., Lu, Y., Gao, W., Wang, Y., & Jiang, G. (2021). Legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the Bohai Sea and its inflow rivers. *Environment International*, 156(June), 106735. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106735>
- Metzger, M., Ley, P., Sturm, M., & Meermann, B. (2019). Screening method for extractable organically bound fluorine (EOF) in river water samples by means of high-resolution-continuum source graphite furnace molecular absorption spectrometry (HR-CS GF MAS). *Anal Bioanal Chem*, 411(19), 4647–4660.  
<https://doi.org/10.1007/s00216-019-01698-1>
- Miaz, L. T., Plassmann, M. M., Gyllenhammar, I., Bignert, A., Sandblom, O., Lignell, S., Glynn, A., & Benskin, J. P. (2020). Temporal trends of suspect- and target-per/polyfluoroalkyl substances (PFAS), extractable organic fluorine (EOF) and total fluorine (TF) in pooled serum from first-time mothers in Uppsala, Sweden, 1996–2017. *Environ Sci Process Impacts*, 22(4), 1071–1083. <https://doi.org/10.1039/c9em00502a>
- Milinovic, J., Lacorte, S., Rigol, A., & Vidal, M. (2016). Sorption of perfluoroalkyl substances in sewage sludge. *Environ Sci Pollut Res Int*, 23(9), 8339–8348. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-6019-9>
- Ministerium für Umwelt Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, L. (2018). *Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen*.  
[https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/abwasserbeseitigung\\_18auflage\\_kurzfassung.pdf](https://www.flussgebiete.nrw.de/system/files/atoms/files/abwasserbeseitigung_18auflage_kurzfassung.pdf)
- Ministry of Japan. (2013). *Summary of the Guideline on the Treatment of Wastes Containing Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS), and Its Salts in Japan*. [https://www.env.go.jp/en/focus/docs/05\\_wr/index.html](https://www.env.go.jp/en/focus/docs/05_wr/index.html)
- Miyake, Y., Kato, M., & Urano, K. (2007). A method for measuring semi- and non-volatile organic halogens by combustion ion chromatography. *Journal of Chromatography. A*, 1139(1), 63–69.  
<https://doi.org/10.1016/j.chroma.2006.10.078>
- Miyake, Y., Yamashita, N., Rostkowski, P., So, M. K., Taniyasu, S., Lam, P. K. S., & Kannan, K. (2007). Determination of trace levels of total fluorine in water using combustion ion chromatography for fluorine: a mass balance approach to determine individual perfluorinated chemicals in water. *Journal of Chromatography. A*, 1143(1–2), 98–104. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2006.12.071>
- Miyake, Y., Yamashita, N., So, M. K., Rostkowski, P., Taniyasu, S., Lam, P. K. S., & Kannan, K. (2007). Trace analysis of total fluorine in human blood using combustion ion chromatography for fluorine: a mass balance

- approach for the determination of known and unknown organofluorine compounds. *Journal of Chromatography. A*, 1154(1–2), 214–221. <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2007.03.084>
- Mueller, R., & Yingling, V. (2017). History and Use of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Interstate Technology Regulatory Council Sheets, KEMI 2015*, 1–8.
- Müller, J., & Schlummer, M. (2011). REACH: Test of substances of very high concern to prepare Annex XV Dossiers using perfluorinated compounds as example. 115. [https://www.bmu.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Pools/Forschungsdatenbank/fkz\\_3709\\_65\\_410\\_anhang\\_xv\\_reach\\_bf.pdf](https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Pools/Forschungsdatenbank/fkz_3709_65_410_anhang_xv_reach_bf.pdf)
- Mumtaz, M., Bao, Y., Li, W., Kong, L., Huang, J., & Yu, G. (2019). Screening of textile finishing agents available on the Chinese market: An important source of per- and polyfluoroalkyl substances to the environment. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 13(5). <https://doi.org/10.1007/s11783-019-1145-0>
- Munoz, G., Liu, J., Vo Duy, S., & Sauvé, S. (2019). Analysis of F-53B, Gen-X, ADONA, and emerging fluoroalkylether substances in environmental and biomonitoring samples: A review. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 23. <https://doi.org/10.1016/j.teac.2019.e00066>
- NABU. (2022). Müllverbrennung in Deutschland. <https://www.nabu.de/umwelt-und-ressourcen/abfall-und-recycling/verbrennung/index.html>
- Navarro, I., Sanz, P., & Martinez, M. A. (2011). Analysis of perfluorinated alkyl substances in Spanish sewage sludge by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Anal Bioanal Chem*, 400(5), 1277–1286. <https://doi.org/10.1007/s00216-011-4655-6>
- Nian, M., Luo, K., Luo, F., Aimuzi, R., Huo, X., Chen, Q., Tian, Y., & Zhang, J. (2020). Association between Prenatal Exposure to PFAS and Fetal Sex Hormones: Are the Short-Chain PFAS Safer? *Environ Sci Technol*, 54(13), 8291–8299. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02444>
- Nickerson, A., Maizel, A. C., Kulkarni, P. R., Adamson, D. T., Kornuc, J. J., & Higgins, C. P. (2020). Enhanced Extraction of AFFF-Associated PFASs from Source Zone Soils. *Environ Sci Technol*, 54(8), 4952–4962. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00792>
- Nordic Council. (2019). *The cost of inaction*. <https://doi.org/10.18146/soima2015.2.06>
- Norwegian Environment Agency. (2021). *Environmental Pollutants in Post-Consumer Plastics*. <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2021/juni-2021/environmental-pollutants-in-post-consumer-plastics/>
- OECD. (2018). TOWARD A NEW COMPREHENSIVE GLOBAL DATABASE OF PER- AND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES (PFASs): SUMMARY REPORT ON UPDATING THE OECD 2007 LIST OF PER- AND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES (PFASs). *Ser. Risk Manag*, 39, 1–24.
- OECD. (2022). *Synthesis Report on Understanding Side-Chain Fluorinated Polymers and Their Life Cycle*. <https://www.oecd.org/chemicalsafety/portal-perfluorinated-chemicals/synthesis-report-on-understanding-side-chain-fluorinated-polymers-and-their-life-cycle.pdf>
- Oliaei, F., Kriens, D., Weber, R., & Watson, A. (2013). PFOS and PFC releases and associated pollution from a PFC production plant in Minnesota (USA). *Environ Sci Pollut Res Int*, 20(4), 1977–1992. <https://doi.org/10.1007/s11356-012-1275-4>
- Ozbek, N., & Akman, S. (2013). Determination of fluorine in milk samples via calcium-monofluoride by electrothermal molecular absorption spectrometry. *Food Chem*, 138(1), 650–654. <https://doi.org/10.1016/j.foodchem.2012.11.008>
- Pabel, U., Buhrke, T., Abraham, K., Nölke, T., Gehling, M., Lampen, A., Lahrsen-Wiederholt, M., & Wittkowski, R. (2017). Persistent organic contaminants in food : Exposure, hazard potential, and health assessment.

Bundesgesundheitsblatt, Gesundheitsforschung, Gesundheitsschutz, 60(7), 697–706.

<https://doi.org/10.1007/s00103-017-2563-4>

Paper for Recycling Council. (2022). *The recycling process*. <https://www.paperforrecycling.eu/the-recycling-process/>

Paul, A. G., Jones, K. C., & Sweetman, A. J. (2009). A first global production, emission, and environmental inventory for perfluorooctane sulfonate. *Environ Sci Technol*, 43(2), 386–392.  
<https://doi.org/10.1021/es802216n>

Peaslee, G. F., Wilkinson, J. T., McGuinness, S. R., Tighe, M., Caterisano, N., Lee, S., Gonzales, A., Roddy, M., Mills, S., & Mitchell, K. (2020). Another Pathway for Firefighter Exposure to Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Firefighter Textiles. *Environmental Science & Technology Letters*, 7(8), 594–599.  
<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00410>

Pelch, K. E., Reade, A., Wolffe, T. A. M., & Kwiatkowski, C. F. (2019). PFAS health effects database: Protocol for a systematic evidence map. *Environ Int*, 130, 104851. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.05.045>

Phung, T. V., Nguyen, T. N., Phan Thi, L. A., Pham, H. V., & Duong, H. A. (2021). Determination of Per- And Polyfluoroalkyl Substances in Craft Villages and Industrial Environments of Vietnam. *Journal of Analytical Methods in Chemistry*, 2021. <https://doi.org/10.1155/2021/5564994>

Pohl, M., Becker, G., Heller, N., Birnstengel, B., & Zott, F. (2022). *Auswirkungen des nationalen Brennstoffemissionshandels auf die Abfallwirtschaft*.

Poothong, S., Papadopoulou, E., Padilla-Sánchez, J. A., Thomsen, C., & Haug, L. S. (2020). Multiple pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs): From external exposure to human blood. *Environment International*, 134(September 2019), 105244. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105244>

Post, G. B., Cohn, P. D., & Cooper, K. R. (2012). Perfluorooctanoic acid (PFOA), an emerging drinking water contaminant: a critical review of recent literature. *Environ Res*, 116, 93–117.  
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.03.007>

Potrykus, A., Milunov, M., & Weißenbacher. (2015). *Ermittlung von potentiell POP-haltigen Abfällen und Recyclingstoffen - Ableitung von Grenzwerten*.

Prevedouros, K., Cousins, I. T., Buck, R. C., & Korzeniowski, S. H. (2006). Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates. *Environ Sci Technol*, 40(1), 32–44. <https://doi.org/10.1021/es0512475>

Pulkabová, J., Černý, J., Száková, J., Švarcová, A., Gramblička, T., Hajšlová, J., Balík, J., & Tlustoš, P. (2019). Is the long-term application of sewage sludge turning soil into a sink for organic pollutants?: evidence from field studies in the Czech Republic. *Journal of Soils and Sediments*, 19(5), 2445–2458.  
<https://doi.org/10.1007/s11368-019-02265-y>

Ragnarsdóttir, O., Abdallah, M. A. E., & Harrad, S. (2022). Dermal uptake: An important pathway of human exposure to perfluoroalkyl substances? *Environmental Pollution*, 307, 119478.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119478>

Rastatt. (2022a). *Bürgerinformation zur PFC-Problematik*. <https://www.landkreis-rastatt.de/pfc>

Rastatt. (2022b). *E-Mail vom 26.07.2022*.

Rastatt, L. (2018). *Oberflächengewässer Monitoring*.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM. (n.d.). *PFAS restriction proposal*.

Rijkswaterstaat. (2020). *Bronnen van PFAS voor het Nederlandse oppervlaktewater*.  
<https://www.helpdeskwater.nl/@237967/bronnen-pfas-nederlandse-oppervlaktewater/>

- RIVM. (2019). *Tijdelijke landelijke achtergrondwaarden bodem voor PFOS en PFOA*.  
<https://www.rivm.nl/documenten/tijdelijke-landelijke-achtergrondwaarden-bodem-voor-pfos-en-pfoa>
- Ruan, T., Lin, Y., Wang, T., Liu, R., & Jiang, G. (2015). Identification of Novel Polyfluorinated Ether Sulfonates as PFOS Alternatives in Municipal Sewage Sludge in China. *Environ Sci Technol*, 49(11), 6519–6527.  
<https://doi.org/10.1021/acs.est.5b01010>
- Sachsen-Anhalt. (2008). *Hintergrundbelastung kommunaler Kläranlagen mit Perfluorierten Tensiden im Land Sachsen-Anhalt 2008*. 1–39. [https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik\\_und\\_Verwaltung/MLU/LAU/Abfallwirtschaft/Klaerschlamm/Dateien/PT\\_Bericht.pdf](https://lau.sachsen-anhalt.de/fileadmin/Bibliothek/Politik_und_Verwaltung/MLU/LAU/Abfallwirtschaft/Klaerschlamm/Dateien/PT_Bericht.pdf)
- Saez, M., de Voogt, P., & Parsons, J. R. (2008). Persistence of perfluoroalkylated substances in closed bottle tests with municipal sewage sludge. *Environ Sci Pollut Res Int*, 15(6), 472–477. <https://doi.org/10.1007/s11356-008-0020-5>
- Sandblom, O. (2014). *Waste Incineration as a Possible Source of Perfluoroalkyl Acids to the Environment - Method Development and Screening*. 27. <http://su.diva-portal.org/smash/get/diva2:1261025/FULLTEXT01.pdf>
- Schaider, 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. *Environ Sci Technol Lett*, 4(105–111).
- Scheurer, M., Lesmeister, L., Breuer, J., Boeddinghaus, R. S., Schultheiß, M., Mechler, M., Dobslaw, D., Engesser, K.-H., & Kuch, B. (2021). *Erarbeitung von fachlichen Grundlagen für die Ableitung von Bewertungsmaßstäben für weitere bodenrelevante, bisher nicht in der BBodSchV enthaltenen Schadstoffe und Schadstoffgruppen in Böden (Schwerpunkt PFAS) im Wirkungspfad Boden-Pflanze (FLUORTRANSFE)*.  
<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>
- Schlummer, M., Gruber, L., Fiedler, D., Kizlauskas, M., & Müller, J. (2013). Detection of fluorotelomer alcohols in indoor environments and their relevance for human exposure. *Environment International*, 57–58, 42–49.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.03.010>
- Schultes, L., Vestergren, R., Volkova, K., Westberg, E., Jacobson, T., & Benskin, J. P. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances and fluorine mass balance in cosmetic products from the Swedish market: implications for environmental emissions and human exposure. *Environmental Science. Processes & Impacts*, 20(12), 1680–1690. <https://doi.org/10.1039/c8em00368h>
- Shafique, U., Schulze, S., Slawik, C., Bohme, A., Paschke, A., & Schuurmann, G. (2017). Perfluoroalkyl acids in aqueous samples from Germany and Kenya. *Environ Sci Pollut Res Int*, 24(12), 11031–11043.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-016-7076-4>
- Shoeib, T., Hassan, Y., Rauert, C., & Harner, T. (2016). Poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in indoor dust and food packaging materials in Egypt: Trends in developed and developing countries. *Chemosphere*, 144, 1573–1581. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.066>
- Simon, F., Gehrenkemper, L., von der Au, M., Wittwer, P., Roesch, P., Pfeifer, J., Cossmer, A., & Meermann, B. (2022). A fast and simple PFAS extraction method utilizing HR-CS-GFMAS for soil samples. *Chemosphere*, 295, 133922. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.133922>
- Sindiku, O., Orata, F., Weber, R., & Osibanjo, O. (2013). Per- and polyfluoroalkyl substances in selected sewage sludge in Nigeria. *Chemosphere*, 92(3), 329–335. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.010>
- Spaan, K. M., van Noordenburg, C., Plassmann, M. M., Schultes, L., Shaw, S., Berger, M., Heide-Jorgensen, M. P., Rosing-Asvid, A., Granquist, S. M., Dietz, R., Sonne, C., Riget, F., Roos, A., & Benskin, J. P. (2020). Fluorine Mass Balance and Suspect Screening in Marine Mammals from the Northern Hemisphere. *Environ Sci Technol*, 54(7), 4046–4058. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b06773>

Stahl, T., Gassmann, M., Falk, S., & Brunn, H. (2018). Concentrations and Distribution Patterns of Perfluoroalkyl Acids in Sewage Sludge and in Biowaste in Hesse, Germany. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 66(39), 10147–10153. <https://doi.org/10.1021/acs.jafc.8b03063>

Statistisches Bundesamt. (2020). No Title. *Statistisches Bundesamt*.

Strakova, J., Schneider, J., & Cingotti, N. (2021). *Throwaway Packaging, Forever Chemicals: European wide survey of PFAS in disposable food packaging and tableware*. May, 54.

Stubleski, J., Salihovic, S., Lind, P. M., Lind, L., Dunder, L., McCleaf, P., Euren, K., Ahrens, L., Svartengren, M., van Bavel, B., & Karrman, A. (2017). The effect of drinking water contaminated with perfluoroalkyl substances on a 10-year longitudinal trend of plasma levels in an elderly Uppsala cohort. *Environ Res*, 159, 95–102. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.07.050>

Supreeyasunthorn, P., Boontanon, S. K., & Boontanon, N. (2016). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) contamination from textiles. *J Environ Sci Health A Tox Hazard Subst Environ Eng*, 51(6), 472–477. <https://doi.org/10.1080/10934529.2015.1128713>

TA-Luft. (2022). *Neufassung der Ersten Allgemeinen Verwaltungsvorschrift zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft – TA Luft)* Vom 18. August 2021.

[http://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund\\_18082021\\_IGI25025005.htm](http://www.verwaltungsvorschriften-im-internet.de/bsvwvbund_18082021_IGI25025005.htm)

Taylor, P., & Yamada, T. (2003). *Final Report - Laboratory-Scale Thermal Degradation of Perfluoro-Octanyl Sulfonate and Related* (Issue May). <https://cswab.org/wp-content/uploads/2019/02/Taylor-PFAS-3M-Study-Incineration-PFAS-Degradation2000-Degrees-Fahrenheit-40-seconds-2003.pdf>

Taylor, P., Yamada, T., Striebich, R. C., Graham, J. L., & Giraud, R. J. (2014). Investigation of waste incineration of fluorotelomer-based polymers as a potential source of PFOA in the environment. *Chemosphere*, 110, 17–22. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.037>

Toshovski, S., Kaiser, M., Fuchs, S., Sacher, F., & Lambert, B. (2020). *Prioritäre Stoffe in kommunalen Kläranlagen*.

Travar, I., Uwayezu, J. N., Kumpiene, J., & Yeung, L. W. Y. (2020). Challenges in the PFAS Remediation of Soil and Landfill Leachate: A Review. *Advances in Environmental and Engineering Research*, 02(02), 1–1. <https://doi.org/10.21926/aer.2102006>

TRGS 900. (2022). *Technische Regeln für Gefahrstoffe - Arbeitsplatzgrenzwerte*.

[https://www.baua.de/DE/Angebote/Rechtstexte-und-Technische-Regeln/Regelwerk/TRGS/pdf/TRGS-900.pdf?\\_\\_blob=publicationFile](https://www.baua.de/DE/Angebote/Rechtstexte-und-Technische-Regeln/Regelwerk/TRGS/pdf/TRGS-900.pdf?__blob=publicationFile)

Trier, X., Granby, K., & Christensen, J. H. (2011). Polyfluorinated surfactants (PFS) in paper and board coatings for food packaging. *Environ Sci Pollut Res Int*, 18(7), 1108–1120. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0439-3>

Tsang, W., Burgess, D. R., & Babushok, V. (1998). On the incinerability of highly fluorinated organic compounds. *Combustion Science and Technology*, 139(1), 385–402. <https://doi.org/10.1080/00102209808952095>

U.S.E.P. Agency. (2009). *Long-Chain Perfluorinated Chemicals (PFCs) Action Plan*.

<https://www.epa.gov/assessing-and-managing-chemicals-under-tsca/long-chain-perfluorinated-chemicals-pfcs-action-plan>

UBA. (2016). *Thermische Behandlung*. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/abfallressourcen/entsorgung/thermische-behandlung#thermische-behandlung-von-siedlungsabfallen>

UBA. (2020a). *PFAS, Gekommen, um zu bleiben*.

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/schwerpunkt-1-2020-pfas-gekommen-um-zu-bleiben>

UBA. (2020b). *PFC-Sanierung in Böden und Grundwasser*. <https://www.umweltbundesamt.de/pfc-sanierung-in-boeden-grundwasser>

UBA. (2020c). *Recyclingpapier ist gut für die Umwelt.* <https://www.umweltbundesamt.de/umwelttipps-fuer-den-alltag/haushalt-wohnen/papier-recyclingpapier#gewusst-wie>

Ulrich, H., Freier, K., Meierfels, T., Rupperich, A., & Gierig, M. (2016). Entwicklung der PFC-Belastung in kommunalen Klärschlammten in Bayern. *Kreislaufwirtschaft, Energie, Klärschlamm*, 63(9), 788–796. <https://doi.org/10.3242/kae2016.09.004>

Umweltprobenbank. (2022). *Soil Samples.* <https://www.umweltprobenbank.de/de>

UNEP. (2017). *UNEP/POPS/COP.7/INF/26, Guidance for the inventory of perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and related chemicals listed under the Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants.*

United Nations. (2021). <https://comtrade.un.org/>.

US EPA. (2020). *Interim Guidance on the Destruction and Disposal of Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances and Materials Containing Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances (EPA-HQ-OLEM-2020-0527-0002).*

van der Veen, I., Hanning, A. C., Stare, A., Leonards, P. E. G., de Boer, J., & Weiss, J. M. (2020). The effect of weathering on per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from durable water repellent (DWR) clothing. *Chemosphere*, 249, 126100. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126100>

von Abercron, E., Falk, S., Stahl, T., Georgii, S., Hamscher, G., Brunn, H., & Schmitz, F. (2019). Determination of adsorbable organically bound fluorine (AOF) and adsorbable organically bound halogens as sum parameters in aqueous environmental samples using combustion ion chromatography (CIC). *The Science of the Total Environment*, 673, 384–391. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.068>

Wang, B., Yao, Y., Chen, H., Chang, S., Tian, Y., & Sun, H. (2020). Per- and polyfluoroalkyl substances and the contribution of unknown precursors and short-chain (C2–C3) perfluoroalkyl carboxylic acids at solid waste disposal facilities. *Science of the Total Environment*, 705, 135832. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135832>

Wang, Q., Tsui, M. M. P., Ruan, Y., Lin, H., Zhao, Z., Ku, J. P. H., Sun, H., & Lam, P. K. S. (2019a). Occurrence and distribution of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the seawater and sediment of the South China sea coastal region. *Chemosphere*, 231, 468–477. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.162](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.162)

Wang, Q., Tsui, M. M. P., Ruan, Y., Lin, H., Zhao, Z., Ku, J. P. H., Sun, H., & Lam, P. K. S. (2019b). Occurrence and distribution of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the seawater and sediment of the South China sea coastal region. *Chemosphere*, 231, 468–477. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.162](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.162)

Wang, Z., Goldman, G., Tugran, T., McNeil, A., & Jones, M. (2020). *Per- and polyfluoroalylether substances: identity, production and use.*

Waterfield, G., Rogers, M., Grandjean, P., Auffhammer, M., & Sunding, D. (2020). Reducing exposure to high levels of perfluorinated compounds in drinking water improves reproductive outcomes: evidence from an intervention in Minnesota. *Environ Health*, 19(1), 42. <https://doi.org/10.1186/s12940-020-00591-0>

Willach, S., Brauch, H.-J., & Lange, F. T. (2016). Contribution of selected perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances to the adsorbable organically bound fluorine in German rivers and in a highly contaminated groundwater. *Chemosphere*, 145, 342–350. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.113>

Willand, W., Baron, Y., Blepp, M., Weber, D. R., & Herold, C. (2020). *Beste verfügbare Techniken für die PFOS-Substitution in der Oberflächenbehandlung von Metallen und Kunststoffen sowie Analyse der alternativen Substanzen zu PFOS beim Einsatz in Anlagen zur Verchromung und Kunststoffbeize.* Umweltbundesamt.

- Wirth, O., Bliklen, R., Rödig, L., Wichmann, P., Zimmermann, T., Posner, S., & Hildenbrand, J. (2019). *Potential SVHC in environment and articles – information collection with the aim to prepare restriction proposals for PFAS*.
- Wohlin, D. (2020). *Analysis of PFAS in ash from incineration facilities from Sweden. January*. <https://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1473805&dswid=-8537>
- Wood. (2020). *The use of PFAS and fluorine-free alternatives in textile, upholstery, carpets, leather and apparel*. <https://saicmknowledge.org/library/use-pfas-and-fluorine-free-alternatives-textiles-upholstry-carpets-leather-and-apparel>
- Yan, H., Zhang, C. J., Zhou, Q., Chen, L., & Meng, X. Z. (2012). Short- and long-chain perfluorinated acids in sewage sludge from Shanghai, China. *Chemosphere*, 88(11), 1300–1305.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.105>
- Yeung, L. W., De Silva, A. O., Loi, E. I., Marvin, C. H., Taniyasu, S., Yamashita, N., Mabury, S. A., Muir, D. C., & Lam, P. K. (2013). Perfluoroalkyl substances and extractable organic fluorine in surface sediments and cores from Lake Ontario. *Environ Int*, 59, 389–397. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.06.026>
- Zhang, C., Hopkins, Z. R., McCord, J., Strynar, M. J., & Knappe, D. R. U. (2019). Fate of Per- and Polyfluoroalkyl Ether Acids in the Total Oxidizable Precursor Assay and Implications for the Analysis of Impacted Water. *Environmental Science & Technology Letters*, 6(11), 662–668. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.9b00525>
- Zhang, W., Jiang, T., & Liang, Y. (2022). Stabilization of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sewage sludge using different sorbents. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 6(April), 100089.  
<https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100089>
- Zhao, Z., Tang, J., Xie, Z., Chen, Y., Pan, X., Zhong, G., Sturm, R., Zhang, G., & Ebinghaus, R. (2013). Perfluoroalkyl acids (PFAAs) in riverine and coastal sediments of Laizhou Bay, North China. *Science of The Total Environment*, 447, 415–423. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.12.095>

## A Anhang

**Tabelle 70: Ausnahmeregelung für PFAS laut POP-Verordnung (konsolidierte Fassung vom 2.2.2021)**

PFAS	Ausnahme für die Verwendung als Zwischenprodukt oder andere Spezifikation
Perfluoroctansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)	<p>Die Verwendung von Erzeugnissen, die in der Union bereits vor dem 25. August 2010 verwendet wurden und PFOS enthalten, ist zulässig. Artikel 4 (2) Unterabsätze 3 und 4 finden auf solche Erzeugnisse Anwendung.</p> <p>Sofern die Menge der PFOS-Emissionen in die Umwelt auf ein Mindestmaß reduziert wird, sind die Herstellung und das Inverkehrbringen bis zum 7. September 2025 zulässig für die Verwendung als Mittel zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen. Sofern die Mitgliedstaaten, in denen PFOS verwendet wird, der Kommission bis zum 7. September 2024 über die Fortschritte bei der Eliminierung von PFOS Bericht erstatten und begründen, warum diese Verwendung weiterhin erforderlich ist, prüft die Kommission, ob die Ausnahme für diese Verwendung von PFOS ab dem 7. September 2025 um maximal fünf Jahre verlängert werden sollte.</p>
Perfluoroctansäure (PFOA), ihre Salze und PFOA-verwandte Verbindungen	<p>Abweichend hiervon sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von PFOA, ihrer Salze und von PFOA-verwandten Verbindungen zu folgenden Zwecken zulässig:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>a) fotolithografische oder Ätzverfahren bei der Halbleiterherstellung, bis zum 4. Juli 2025;</li><li>b) fotografische Beschichtungen von Filmen, bis zum 4. Juli 2025;</li><li>c) öl- und wasserabweisende Textilien zum Schutz von Arbeitnehmern vor gefährlichen Flüssigkeiten, die Risiken für ihre Gesundheit und Sicherheit darstellen, bis zum 4. Juli 2023;</li><li>d) invasive und implantierbare Medizinprodukte, bis zum 4. Juli 2025;</li><li>e) Herstellung von Polytetrafluorethylen (PTFE) und Polyvinylidenfluorid (PVDF) für die Herstellung von<ul style="list-style-type: none"><li>i) hochleistungsfähigen, korrosionsbeständigen Gasfiltermembranen, Wasserfiltermembranen und Membranen für medizinische Textilien,</li><li>ii) industriellen Abwärmetschern,</li><li>iii) industriellen Dichtungsmassen, die das Austreten von flüchtigen organischen Verbindungen sowie von PM2,5-Feinstaub verhindern können, bis zum 4. Juli 2023.</li></ul></li></ul> <p>Abweichend hiervon ist die Verwendung von PFOA, ihrer Salze und von PFOA-verwandten Verbindungen in Feuerlöschschaum zur Bekämpfung von Dämpfen aus Flüssigbrennstoffen und Bränden von Flüssigbrennstoffen (Brandklasse B), der bereits in — mobile wie auch ortsfeste — Systeme eingefüllt ist, bis zum 4. Juli 2025 zulässig, wobei folgende Bedingungen gelten:</p> <ul style="list-style-type: none"><li>a) Feuerlöschschaum, der PFOA, ihre Salze und/oder PFOA-verwandte Verbindungen enthält oder enthalten könnte, darf nicht für Ausbildungszwecke verwendet werden;</li><li>b) Feuerlöschschaum, der PFOA, ihre Salze und/oder PFOA-verwandte</li></ul>

Verbindungen enthält oder enthalten könnte, darf nicht für Tests verwendet werden, es sei denn, alle Freisetzungen werden aufgefangen;

c) ab dem 1. Januar 2023 sind Verwendungen von Feuerlöschschaum, der PFOA, ihre Salze und/oder PFOA-verwandte Verbindungen enthält oder enthalten könnte, nur an Standorten zulässig, an denen alle Freisetzungen aufgefangen werden können;

d) Bestände von Feuerlöschschaum, der PFOA, ihre Salze und/oder PFOA-verwandte Verbindungen enthält oder enthalten könnte, sind im Einklang mit Artikel 5 zu bewirtschaften

Abweichend hiervon ist die Verwendung von Perfluoroctyliodid enthaltendem Perfluorooctylbromid für die Herstellung von Arzneimitteln vorbehaltlich einer bis zum 31. Dezember 2026, danach alle vier Jahre sowie bis zum 31. Dezember 2036 durchzuführenden Überprüfung und Bewertung durch die Kommission zulässig.

Die Verwendung von in der Union vor dem 4. Juli 2020 bereits verwendeten Erzeugnissen, die PFOA, ihre Salze und/oder PFOA-verwandte Verbindungen enthalten, ist zulässig. Artikel 4 (2) Unterabsätze 3 und 4 finden auf solche Erzeugnisse Anwendung.

Abweichend hiervon sind die Herstellung, das Inverkehrbringen und die Verwendung von PFOA, ihrer Salze und von PFOA-verwandten Verbindungen bis zum 3. Dezember 2020 zu folgenden Zwecken zulässig:

a) andere als implantierbare Medizinprodukte im Anwendungsbereich der Verordnung (EU) 2017/745 ;

b) Latexdruckfarbe;

c) Plasma-Nanobeschichtungen.

Quelle: Eigene Darstellung basierend auf POP-VO

**Tabelle 71: PFAS, die in ANNEX I der Verordnung (EU) Nr. 10/2011 geregelt sind (konsolidierte Fassung vom 23.9.2020)**

PFAS	Beschränkungen und/oder Spezifikationen
Chlorotrifluoroethylen	
Tetrafluoroethylen	
Hexafluoropropylen	
Perfluormethyl-perfluorvinylether	Nur zur Verwendung in Antihaltbeschichtungen; -Fluor- und Perfluorpolymeren, die für Mehrweganwendungen bestimmt sind und bei denen das Kontaktverhältnis 1 dm <sup>2</sup> Oberfläche in Kontakt mit mindestens 150 kg Lebensmittel beträgt.
Perfluorpropyl-perfluorvinylether	
Perfluoroctansäure, Ammoniumsalz	Nur zur Verwendung bei Mehrweggegenständen, die bei hohen Temperaturen gesintert werden

Perfluoressigsäure, alpha-substituiert durch das Copolymer von Perfluor-1,2-propylen glycol und Perfluor-1,1-ethylenglycol, mit Chlorhexafluorpropoxy-Endgruppen	Nur zur Verwendung bis zu 0,5 % bei der Polymerisation von Fluorpolymeren, die bei 340 °C oder darüber verarbeitet werden und für Mehrweggegenstände bestimmt sind
Perfluor[2-(poly(n-propoxy))propionsäure]	Nur zur Verwendung bei der Polymerisation von Fluorpolymeren, die bei 265 °C oder darüber verarbeitet werden und für Mehrweggegenstände bestimmt sind
Perfluor[2-(n-propoxy)propionsäure]	Nur zur Verwendung bei der Polymerisation von Fluorpolymeren, die bei 265 °C oder darüber verarbeitet werden und für Mehrweggegenstände bestimmt sind
3H-Perfluor-3-[(3-methoxypropoxy)propionsäure], Ammoniumsalz	Nur zur Verwendung bei der Polymerisation von Fluorpolymeren, wenn: verarbeitet bei Temperaturen über 280 °C mindestens 10 min lang, verarbeitet bei Temperaturen über 190 °C bis zu 30 Gew.-% in Mischungen mit Polyoxymethylenpolymeren und bestimmt für Mehrweggegenstände.
2H-Perfluor-[(5,8,11,14-tetramethyl)-tetraethylenglycolethylpropylether]	Nur zur Verwendung als Hilfsstoff in der Kunststoffherstellung bei der Polymerisierung von Fluorpolymeren für <ul style="list-style-type: none"> <li>a) Mehrweg- und Einwegmaterialien und -gegenstände, die nicht weniger als 10 Minuten bei mindestens 360 °C oder entsprechend kürzer bei höheren Temperaturen gesintert oder verarbeitet (nicht gesintert) werden;</li> <li>b) Mehrwegmaterialien und -gegenstände, die nicht weniger als 10 Minuten bei Temperaturen zwischen 300 °C und 360 °C verarbeitet (nicht gesintert) werden</li> </ul>
Perfluor[(2-ethyloxy- ethoxy)essigsäure], Ammoniumsalz	Nur zur Verwendung bei der Polymerisation von Fluorpolymeren, die bei Temperaturen über 300 °C mindestens 10 min lang verarbeitet werden.
(Perfluorbutyl)ethylen	Nur zur Verwendung als Comonomer bis zu 0,1 Gew.-% bei der Polymerisation von Fluorpolymeren, die bei hohen Temperaturen gesintert werden.
Perfluor {Essigsäure, 2-[(5-methoxy-1,3-dioxolan-4-yl)oxy]}, Ammoniumsalz	Nur zur Verwendung als Hilfsstoff bei der Herstellung von Kunststoffen im Rahmen der Produktion von Fluorpolymeren bei hohen Temperaturen (mindestens 370 °C).
2,3,3,4,4,5,5-Heptafluor-1-penten	Nur zur Verwendung zusammen mit Tetrafluorethylen- und/oder Ethylen-Comonomeren zur Herstellung von Fluor-Copolymeren, die als Polymer-Verarbeitungshilfsstoffe mit einem Anteil von höchstens 0,2 Gew.-% des Lebensmittelkontaktmaterials angewandt werden, und wenn die niedermolekulare Massenfraktion unter 1 500 Da in dem Fluor-Copolymer nicht mehr als 30 mg/kg beträgt.

Quelle: Eigene Darstellung basierend auf (EU) Nr. 10/2011