

## **Schriftlicher Bericht**

### **Bericht zu perfluorierten Verbindungen; Reduzierung/Vermeidung, Regulierung und Grenzwerte, einheitliche Analyse- und Messverfahren für fluoroorganische Verbindungen**

Berichtersteller: Bund

#### Allgemeines

Die Stoffgruppe der per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) kommt nicht natürlich vor, sondern ist anthropogenen Ursprungs. In diesem Bericht wird die ältere und gebräuchlichere Bezeichnung PFC verwendet, die mehr als 3000 Stoffe umfasst. Aufgrund unterschiedlicher chemischer Eigenschaften werden PFC in langkettige und kurzkettige Stoffe unterteilt. Polyfluorierte Chemikalien können zu persistenten perfluorierten Chemikalien abgebaut werden und werden daher als Vorläufer (Precursor) bezeichnet. PFC werden während des gesamten Lebenszyklus in die Umwelt emittiert, d. h. von der Herstellung der Chemikalien, über den Einsatz bei der Fluorpolymerherstellung oder der Verwendung der PFC-haltigen Verbraucherprodukte im Alltag bis hin zur Entsorgung der Produkte. Sind PFC einmal in die Umwelt eingetragen, verbleiben sie dort für sehr lange Zeit. Einige PFC, insbesondere PFC mit einer langen Kohlenstoffkette, reichern sich in Böden, Sedimenten sowie entlang der Nahrungskette in Pflanzen und Tieren bis zum Menschen an. PFC mit einer kurzen Kohlenstoffkette reichern sich zwar weniger im Organismus an, sind jedoch mobiler und können somit schneller Grund- und Rohwasser verunreinigen. Die zunehmend als Alternative zu langkettigen PFC verwendeten kurzkettigen PFC sind wegen ihrer Persistenz und wegen ihrer sehr hohen Mobilität ebenfalls besorgniserregend. Darüber hinaus ist von einigen PFC bekannt, dass sie toxisch wirken. Es gibt zudem Hinweise auf endokrine Wirkungen einiger PFC.

## Umweltbelastungen

Basierend auf einer Datenabfrage bei den Bundesländern soll zur aktuellen Belastungssituation in den relevanten Umweltmedien berichtet werden. Der in den Ländern vorhandene Datenbestand ist sehr heterogen und lückenhaft. Eine flächendeckende Aussage ist nicht möglich und erschwert die Ableitung verallgemeinerbarer Erkenntnisse. Ein Grund dafür ist die noch überwiegend anlassbezogene bzw. standortbezogene Datenerhebung zu PFC in Böden und Gewässern. Die Stoffgruppe bzw. bestimmte Einzelvertreter der PFC gehören nicht zum Standardanalyseprogramm bei relevanten Umweltmedien und Transferpfaden. Zudem fehlen den Ländern teilweise geeignete analytische Verfahren für die Vielfalt der Einzelsubstanzen in der Stoffgruppe der PFC, einschließlich der Precursor.

Die Ergebnisse der Datenauswertung und daraus resultierende Gefährdungspotentiale sind in Anlage 1 ausführlich zusammengestellt.

Auch wenn in erheblichem Umfang Überschreitungen hinsichtlich relevanter Schwellenwerte und Umweltqualitätsnormen in Oberflächengewässern, Grundwasser und Boden festgestellt wurden, kann nach Auskunft des UBA keine durchgängige Trendentwicklung festgestellt werden. In einigen Umweltmedien sind die gemessenen Konzentrationen und Gehalte für bestimmte Einzelstoffe rückläufig. Dies trifft für die bereits stoffrechtlich geregelten langkettigen PFC, insbesondere PFOA und PFOS in Oberflächengewässern zu. Die Minderungs- und Verbotsregelungen, die Risikokommunikation dazu (zum Beispiel des Umweltbundesamtes) und freiwillige Maßnahmen der Unternehmen sind also wirksam (s. auch unter „Regulierung von PFC“ auf S. 4f). Bei anderen Einzelstoffen sind jedoch ansteigende Umweltkonzentrationen zu beobachten. Dies ist auf die zunehmende Verwendung kurzkettiger PFC als Ersatz für die besonders besorgniserregenden langkettigen Verbindungen zurückzuführen).

Die Tatsache, dass einige PFC in einigen Umweltmedien in geringerem Umfang als noch vor wenigen Jahren gefunden werden, stellt keine generelle Entlastung der Umwelt mit per- und polyfluorierten Chemikalien oder gar eine Trendwende dar. Für

Abwässer werden abnehmende PFC-Gehalte in Nordrhein-Westfalen und Bayern beobachtet. Eine Trendbewertung in Küstengewässern ist nicht möglich, weil die Bestimmungsgrenze für PFC zu hoch ist.

Eine flächenhafte Einschätzung zur Umweltbelastung mit PFC in Böden in Deutschland ist aufgrund der derzeit wenig aussagekräftigen Datenlage ebenfalls nicht möglich, da sich die durchgeführten Messungen bislang auf Verdachts- und Schadensfälle konzentrieren.

Die Informationen aus der Umweltprobenbank und von den Bodendauerbeobachtungsflächen geben zusätzliche Hinweise zu der terrestrischen Belastungssituation in Deutschland: In Rehlebern der Umweltprobenbank reichern sich längerkettige perfluorierte Verbindungen an, während kurzkettige PFC in Pappel- und Buchenblättern sowie in Regenwürmern gefunden wurden. (siehe Anlage 1) Das sind starke Hinweise, dass Böden von flächenhaften Einträgen – über den Luftpfad – belastet sind. Für Korrelationen zu den Belastungen der Nahrungsnetze fehlen bislang flächenhafte Untersuchungen von Böden.

Gezielte Untersuchungsprogramme in den Bundesländern wurden auf punktförmige Schadstoffeinträge auf altlastverdächtigen Flächen (Flughäfen einschließlich militärischer Standorte, Großbrände mit Einsatz PFC-haltiger Feuerlöschschäume, Entsorgung kontaminierter Klärschlämme) konzentriert und verbesserten kontinuierlich die Datenlage. Dennoch werden das in der Regel immer einzelfallspezifische Informationen bleiben, die keine qualitativ flächenhafte Aussage ermöglichen.

Dies gilt nicht für die großräumigen, flächenhaften Belastungen, die in Böden in Baden-Württemberg, Hessen oder Nordrhein-Westfalen mit Beaufschlagung durch PFC-kontaminierte Materialien auf landwirtschaftlich genutzten Flächen gefunden wurden. Diese regionalen Fälle lassen erwarten, dass ein Verdacht auf flächenhafte PFC-Kontaminationen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht ausgeschlossen wer-

den kann. Die bundesweite Dimension dieser Verdachtsstandorte ist noch unbekannt, die vorliegenden Einzelfälle lassen bislang keinerlei Dimensionsabschätzung zu, legen aber das Erfordernis einer systematischen Erfassung nahe.

Durch die vielfältigen Eintragsszenarien, die extreme Persistenz und die Mobilität der Verbindungen nimmt das Umweltbundesamt an, dass PFC ubiquitär in Boden und Grundwasser verbreitet sind und das Potenzial für eine übergreifende Problemverlagerung aufweist.

### Regulierung von PFC

Der aktuelle Stand der Regulierung wird in Anlage 1, Kapitel 5 getrennt für die Umweltmedien und die Anwendungsbereiche ausführlich dargestellt.

Einige PFC sind durch die CLP-Verordnung, die europäische Chemikalienverordnung REACH und die POP-Verordnung für langlebige organische Schadstoffe (persistent organic pollutants, POPs) geregelt. Aufgrund ihrer persistenten, bioakkumulierenden, toxischen Eigenschaften (Artikel 57 (d)) oder sehr persistenten, sehr bioakkumulierenden Eigenschaften (Artikel 57 (e)) hat die EU diese perfluorierten Carbonsäuren sowie einige ihrer Salze als besonders besorgniserregend identifiziert und in die REACH-Kandidatenliste aufgenommen.

Im Dezember 2016 hat die EU die von Deutschland und Norwegen vorgeschlagene Beschränkung von PFOA, deren Salze und Vorläuferverbindungen und die Aufnahme in Anhang XVII der REACH-Verordnung verabschiedet. Die Beschränkung wird voraussichtlich im Mai 2017 veröffentlicht und tritt dann in drei Jahren in Kraft

Um auch die verbleibenden langkettigen perfluorierten Carbonsäuren gesetzlich zu regeln, erarbeitet das Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit der schwedischen Chemikalienbehörde einen weiteren Beschränkungsvorschlag unter REACH. Dieser soll die C9-C14-PFCs, deren Salze und Vorläuferverbindungen umfassen. Die Einreichung bei der europäischen Chemikalienbehörde ist für Juli 2017 vereinbart.

Das Umweltbundesamt bewertet die zunehmend als Alternativen verwendeten kurz-kettigen PFC wegen ihrer Persistenz und ihrer sehr hohen Mobilität ebenfalls als

möglicherweise besonders besorgniserregend und prüft derzeit eine geeignete Risikomanagementmaßnahme unter REACH für die Perfluorhexansäure (C6-PFCA) und deren Vorläuferverbindungen. Zudem bewertet das Umweltbundesamt in einer REACH-Stoffbewertung derzeit die Umweltrisiken von zwei registrierten, wirtschaftlich bedeutenden Vorläuferverbindungen dieser perfluorierten Carbonsäure (6:2 Fluortelomeracrylat, 6:2 Fluortelomermethacrylat).

In weiteren REACH-Stoffbewertungen bewertet das UBA sieben PFC, die u.a. als Alternative für PFOA in der Fluorpolymerherstellung verwendet werden (z.B. ADONA und GenX).

Für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen sind die abfallrechtlichen sowie die düngerechtlichen Vorgaben der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) und der Düngemittelverordnung (DüMV) zu beachten. Die Anforderungen an die maximal zulässigen Schadstoffgehalte für die bodenbezogene Klärschlammverwertung regelt seit dem 01.01.2015 vorrangig die DüMV. Danach liegt der maximal zulässige PFC-Gehalt kommunaler Klärschlämme, die als Dünger eingesetzt werden, bei 100 µg/kg Trockenmasse (TM) (Summe PFOA+PFOS). Ab Gehalten von 50 µg/kg TM ist für alle vorgenannten Stoffe die Summe der perfluorierten Tenside (PFOA + PFOS) zu kennzeichnen.

Die Regulierung von PFC im Abwasser (z.B. in den entsprechenden Anhängen der Abwasserverordnung) wird für die häufigsten, industriellen Anwendungsbereiche in Anlage 1, Kapitel 5.1.8 dargestellt:

- Galvanik
- Papier und Pappe
- Lederproduktion
- Metallbe- und verarbeitung
- Halbleiterherstellung

Da der Gruppe der PFC viele Substanzen angehören, ist die Vielfalt an Alternativen groß. Um zu vermeiden, dass der Gesetzgeber und damit auch der Vollzug immer nachbessern müssen, sobald eine Substanz verboten und substituiert wird, wäre die

Einführung eines Summenparameters wie AOF (adsorbierbares organisch gebundenes Fluor) zu prüfen.

### Minderung durch Substitution von PFC

Grundsätzliches Ziel ist, die Verwendung von PFC zu reduzieren und durch wirksame und umweltfreundliche fluorfreie Alternativmittel oder Alternativtechniken zu ersetzen. Bei PFC-haltigen Löschmitteln gibt es für viele Anwendungen wirksame Ersatzprodukte, die bereits einige Flughäfen in Deutschland nutzen.

Das Umweltbundesamt führt seit 2008 einen Dialog mit Feuerwehrverbänden, Herstellern, Anwendern von Feuerlöschmitteln. Gemeinsam mit dem Deutschen Feuerwehrverband e. V. und dem Bundesverband Technischer Brandschutz e. V. hat das Umweltbundesamt einen Ratgeber zum umweltschonenden Einsatz fluorhaltiger Schaumlöschmittel veröffentlicht (Umweltbundesamt, 2013).

Aufgrund der ausgelaufenen Ausnahmen für den PFOS-Einsatz haben die Hersteller für ihre Netzmittel in der Galvanik andere PFC, hauptsächlich polyfluorierte Verbindungen, eingesetzt. Am weitesten verbreitet ist 6:2 Fluortelomersulfonat (6:2 FTS oder auch H4PFOS genannt). Aufgrund der geringeren Stabilität bei niedrigen pH-Werten muss diese Substanz allerdings in ca. zehnfach höherer Menge eingesetzt werden als PFOS-haltige Netzmittel. Da keine Informationen über die genaue Zusammensetzung der Netzmittel und die enthaltenen PFC vorliegen, kann die emittierte Menge nicht geschätzt werden. Eine dezidierte Minderung der Emissionen von PFC durch die Substitution von PFOS erfolgt in der Galvanik somit nicht. Zudem sind die zur Abtrennung von PFOS angewandten Aktivkohlen und Ionenaustauscherharze nicht oder nur in sehr begrenztem Umfang für die Minderung anderer PFC in Netzmitteln geeignet.

In der Papierindustrie werden nur Perfluorchemikalien eingesetzt, die in den Empfehlungen des Bundesinstitut für Risikobewertung XXXVI „Papiere für den Lebensmittel-

kontakt“ und XXXVI/2 „Papiere, Kartons und Pappen für Backzwecke“ genannt sind. Das Augenmerk liegt auf der Minimierung des Übergangs der Perfluorchemikalien auf Lebensmittel. Typische Einsatzkonzentrationen liegen zwischen 0,5 und 1,5 Prozent bezogen auf die Papiermasse. Zu den eingesetzten Fluorchemikalien existieren derzeit keine wirksamen Alternativen. Die Suche nach weniger kritischen Alternativen zur wasser- und fettdichten Ausrüstung von Papieren ist vielversprechend.

Minderungsmaßnahmen sind auch für PFC-haltige Beschichtungs- und Vergütungsmaterialien zum Beispiel in der Papierherstellung und beim Papierrecycling angezeigt.

Verschiedene Hersteller von Outdoorbekleidung verzichten auf den Einsatz von PFC in ihren Produkten oder haben öffentlich beworben, zukünftig PFC-haltige Produkte nicht mehr zu verwenden. So kündigt z.B. die Fa. Gore an, bis Ende 2020 PFC in Vorprodukten (Laminaten) zu ersetzen, was rund 85% der daraus gefertigten Gore-Outdoorprodukte betreffen würde.

Gleichzeitig nimmt jedoch die Verwendung fluoriierter Polymere in vielen anderen Erzeugnissen zu, z.B. in Oberflächenbeschichtungen und Fassadenfarben.

### Sanierungsverfahren und Risikomanagementansätze

Für die Trinkwasseraufbereitung haben sich die Verfahren Flockung, Tiefen-, Mikro- und Ultrafiltration, Belüftung, Oxidation sowie Desinfektion als nicht geeignet erwiesen, um PFC zu entfernen. Mit dem Einsatz von Umkehrosmembranen konnten kurz- und langkettige PFC signifikant reduziert werden. Membranverfahren weisen die höchste Entfernungsleistung vor dem Ionenaustausch und der Adsorption an Aktivkohle auf.

Grundwassersanierungsverfahren haben sich in jüngerer Vergangenheit deutlich weiterentwickelt. Günstiger und besser geeignet erscheint derzeit ein zweistufiges Behandlungskonzept. Hierbei wird belastetes Wasser zunächst in Rührreaktoren geleitet und mit geringen Mengen eines spezifischen biologisch abbaubaren Fällungsmittels versetzt. In einem zweiten Schritt wird das vorgereinigte Wasser dann wie üblich mit

Aktivkohle nachbehandelt. Der entstehende Schlamm lässt sich ohne großen Aufwand abtrennen und in Sondermüllverbrennungsanlagen entsorgen.

Erhebliche Kosten und verfahrenstechnische Herausforderungen können bei der Bodensanierung entstehen. Dafür steht in der Regel nur die thermische Bodenbehandlung als wirksames Verfahren zur Zerstörung der PFC zur Verfügung. Alternativ kommt die Deponierung PFC-kontaminierten Bodens in Betracht. Das UBA beabsichtigt in einem REFOPLAN-Projekt Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen -FKZ 3717 76 231 0, das kurz vor dem Vergabeabschluss steht-, insbesondere auch der Frage nachzugehen, inwieweit welche Verfahren zur Sanierung PFC-belasteten Bodenmaterials geeignet sind und welche Temperaturen bei den thermischen Verfahren zur Zerstörung der PFC dabei erforderlich sind.

Mangels effektiver Sanierungsverfahren werden für flächenhafte PFC-Kontaminationen vornehmlich Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen von den zuständigen Behörden eingeführt. Das Instrument des Vorerntemonitorings und die Festlegung von Beurteilungswerten für Nahrungspflanzen, die in BW wegen fehlender europäischer Lebensmittelgrenzwerte eingeführt wurden, erscheinen geeignet, über die Vermarktungsfähigkeit der Produkte standortkonkret und realistisch entschieden zu können (siehe Anlage 1, Kapitel 5.1.3).

### Forschungsbedarf

Zur Entwicklung eines wirksamen Szenarios aus Untersuchung, Bewertung und nachhaltigem Umgang mit PFC besteht übergreifender Forschungsbedarf in den Bereichen

- Dimensionsermittlung
- Problemüberwachung
- Gefahren- und Risikobewertung
- Minderungspotenziale und Prävention,
- Abbaumechanismen und Sanierungsoptionen

Für die Bewertung der Umweltgefährdung und eine effektive Regulierung der mehr als 3.000 Stoffe umfassenden Stoffgruppe gibt es zahlreiche Informationslücken. Unverzichtbare Voraussetzungen sind die Schaffung und die kontinuierliche Verbesserung



rung einer statistisch abgesicherten Datenlage durch die stärkere Berücksichtigung der Stoffgruppe der PFC in Monitoring-Programmen. Für Aussagen zum Langzeitverhalten können Instrumente wie die Umweltprobenbank des Bundes und das Netz der Bodendauerbeobachtungsflächen unterstützen.

Eine ausführliche Auflistung des vielfältigen Forschungs- und Handlungsbedarfs findet sich in Anlage 1, Kapitel 7. Zur Sicherung des hinreichenden Erkenntnisgewinns für zukünftige Strategien sollte die länderübergreifende Abstimmung und Forschungskoordination weiter verbessert werden.

#### Aktivitäten des Umweltbundesamtes

Anlage 1 führt die Aktivitäten des UBA in den Bereichen Stoffregulierungen auf EU-Ebene (Kapitel 5) und aus den Bereichen Regulierung, Sanierung und Forschung auf (Kapitel 6). Im Rahmen der ressortakzessorischen Forschung werden im Umweltbundesamt derzeit folgende UFOPLAN-Projekte begleitet:

- Potenzielle SVHC in Umwelt und Erzeugnissen - Datenerhebung zur Vorbereitung von Beschränkungsvorschlägen für PFC (FKZ: 3716 64 4151, Laufzeit 2016-2019);
- Potenzielle SVHC in Umwelt und Erzeugnissen: Messungen zum Vorkommen potentiell besonders besorgniserregender Stoffe in Umwelt und Erzeugnissen (FKZ: 3716 64 4300, Laufzeit 2016-2019);
- Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFC-Kontaminationen (FKZ: 37177 62 310 Laufzeit: 2017-2018);
- Erarbeitung von fachlichen Grundlagen für die Ableitung von Bewertungsmaßstäben für weitere, bisher nicht in der BBodSchV enthaltenen Schadstoffen und Schadstoffgruppen in Böden (u.a. PFC) (gepl. Laufzeit 2018 – 2021);
- Darstellung der Stoffgehalte von organischen Schadstoffen, u.a. PFC, anhand der Daten und Informationen aus den Bundesländern (2017 – 2019).

## Fazit und Empfehlungen

Aufgrund der globalen Produktion, des Imports PFC-behandelter Produkte und der weltweiten Verteilung in der Umwelt ist eine internationale Regulierung notwendig. Die in einzelnen Bundesländern erfolgte pragmatische Ableitung von vorläufigen Orientierungs- und Beurteilungswerten für relevante PFC war der richtige Weg. Dies gilt es fortzusetzen mit der wissenschaftlich fundierten Festlegung rechtlich verbindlicher Grenzwerte, auf denen das Monitoring, Maßnahmen und deren Erfolgskontrolle aufbauen können. Solange dies nicht erfolgt ist, sind einzelfallkonkrete Überprüfungen der funktionalen Elemente der Wirkungskette Quelle-Transferpfad-Rezeptor und eine flexible Anpassung entsprechender Überwachungs- und Monitoring-Strategien geboten.

Die gesamte Stoffgruppe PFC stellt hohe Anforderungen an Sanierungs- und Managementkonzepte. Nachsorgender Boden- und Grundwasserschutz bei eingetretenen PFC-Kontaminationen ist flächenhaft nicht zu erbringen. Sanierungsmaßnahmen beschränken sich auf punktuelle Schadstoffeinträge und Hot Spots. Bei flächenhaften Kontaminationen kommen aktuell nur Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen in Betracht, die aber nicht zur Reduzierung der Belastungssituation beitragen. Daher sind präventive Ansätze zwingend zu stärken und wirksame Minderungs- und Verbotsstrategien für potenzielle Schadstoffquellen zu implementieren. Dies betrifft insbesondere die Substitution und Minderung relevanter Stoffe in den betreffenden Industriebranchen und technologischen Ketten sowie in deren Abfallströmen, das Infragestellen des Einsatzes von Schlämmen auf landwirtschaftlichen Flächen und die Überwachung der zur Beregnung eingesetzten Wässer in der Landwirtschaft.

Vollzugsrobuste und geeignete Minderungs-, Sanierungs- und Managementansätze sind zu erarbeiten, rechtlich umzusetzen und regelmäßig zu überwachen. Aufgrund dieser Überlegungen schlägt das BMUB vor, bei den weiteren Beratungen in den UMK-Arbeitsgremien (LAWA, LABO) sowie in der UMK die folgenden Empfehlungen zu berücksichtigen:

- Zum Thema PFC besteht noch weiterer Forschungsbedarf. BMUB unterstützt die Einrichtung eines BMBF Forschungsschwerpunktes zu PFC auf Grundlage des aktuellen Standes von Wissenschaft und Forschung, einer Übersicht der bei Bund und Ländern bereits durchgeführten bzw. laufenden Forschungsaktivitäten und einer Analyse von Forschungsdefiziten.
- BMUB setzt sich dafür ein, Regelungen für die Stoffgruppe der PFC in der CLP-Verordnung, der europäischen Chemikalienverordnung REACH und der POP-Verordnung für langlebige organische Schadstoffe für noch fehlende Einzelstoffe und Stoffgruppenvertreter (z.B. die Identifizierung von PFOA und deren Vorläuferverbindungen als POPs) prioritär voranzutreiben und unterstützt übergreifende Minimierungsinitiativen auf EU- und OECD Ebene.
- Die statistisch abgesicherte Datenlage für Gewässer- und Bodenbelastungen ist durch zielorientierte Recherche- und Messprogramme zu verbessern. Die Randbedingungen für die Monitoring-Programme sind gemeinsam mit den Betroffenen abzustimmen.
- Es sind geeignete Untersuchungs- und Analyseverfahren zu entwickeln. BMUB plant für den UFOPLAN 2018 ein Vorhaben zu „orientierenden Untersuchungen zur Belastung von Abwässern mit fluororganischen Verbindungen durch die Bestimmung des adsorbierbaren organisch gebundenen Fluors (AOF)“. Auf dieser Grundlage sind belastbare Konzentrationswerte für diesen Summenparameter im Hinblick auf die Gewässer, das Abwasser und ggf. den Boden gemeinsam mit den Ländern zu entwickeln.

#### Anlagenverzeichnis

- Anlage 1: Sachstandsdarstellung und Datenauswertungen (UBA)
- Anlage 2: Datenauswertung Grundwasser
- Anlage 3: Datenauswertung Boden
- Anlage 3a: Wirkungspfad Boden-Pflanze

## PFAS – Sachstandsdarstellung und Datenauswertungen

### Inhaltsverzeichnis

PFAS – Sachstandsdarstellung und Datenauswertungen.....	1
1. PFAS - Überblick über die Stoffgruppe, Begriffsdefinitionen und Verwendungen sowie Vorläuferproblematik .....	3
1.1 Überblick über die Stoffgruppe.....	3
1.2 Einsatzgebiete und Verwendung.....	4
1.3 Vorläuferproblematik.....	4
2. Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen in den Umweltmedien in Deutschland.....	5
2.1 Festgestellte Konzentrationen in Oberflächengewässern .....	5
2.1.1 Konzentration in Fließgewässern .....	6
2.1.2 Konzentration in Seen .....	8
2.1.3 Bewertungsmaßstäbe für PFAS in Oberflächengewässern .....	10
2.2. Konzentrationen in Küstengewässern .....	11
2.3 Konzentrationen im Grundwasser.....	13
2.4 Festgestellte Konzentrationen im Trinkwasser .....	14
2.5 Festgestellte Konzentrationen in Abwasser und Klärschlamm.....	15
2.6 Festgestellte Gehalte in Böden.....	15
2.7 In der Umweltprobenbank des Bundes festgestellte Konzentrationen.....	17
3. Umweltgefährdungspotenzial .....	20
3.1 Klärschlamm .....	20
3.2 Böden .....	21
3.2.1 Pfad Boden – Grundwasser .....	22
3.2.2 Pfad Boden-Pflanze .....	22
4. Einschätzung zur Dimension der Umweltbelastung .....	24
4.1 Trendbetrachtung basierend auf der Datenlage der Umweltprobenbank.....	24
4.1.1 Binnengewässer.....	24
4.1.2 Terrestrische Systeme.....	26
4.1.3 Küstenraum.....	27
4.2 Einschätzung der Dimension der Belastung der Fließgewässer.....	29
4.3 Einschätzung der Dimension der Belastung der Seen.....	30
4.4 Einschätzung der Dimension der Belastung des Grundwassers.....	31
4.5 Einschätzung der Dimension der Belastung von Böden .....	33
5. Regulierung, Minderung, Sanierung, Management.....	34
5.1 Regulierung und Regelungsbedarf.....	34
5.1.1 Chemikalienrecht.....	34

5.1.2	Düngemittelrecht/Klärschlamm.....	36
5.1.3	Lebensmittelrecht .....	36
5.1.4	Boden.....	38
5.1.5	Trinkwasser .....	38
5.1.6	Grundwasser .....	39
5.1.7	Oberflächengewässer.....	39
5.1.8	Industrielle Verfahren und deren Abwasser .....	40
5.1.9	Human-Biomonitoring .....	42
5.2	Minderung.....	43
5.2.1	Substitution von PFAS-haltigen Löschmitteln .....	43
5.2.2	Substitution von PFOS .....	43
5.2.3	Substitution von PFAS im Abwasser und Klärschlamm .....	43
5.3	Sanierung, Management.....	44
5.3.1	Trinkwasseraufbereitung .....	44
5.3.2	Sanierungs- und Managementansätze bei punktförmigen PFAS-Kontaminationen (Hot Spots) in Boden und Grundwasser.....	45
5.3.3	Sanierungs- und Managementansätze bei flächenhaften PFAS-Kontaminationen in Böden.....	46
6.	Aktivitäten des UBA.....	47
6.1	Analyse von Humanproben der Umweltprobenbank zur Ermittlung des zeitlichen Trends der Belastung mit perfluorierten Verbindungen .....	47
6.2	Deutsche Umweltstudie zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen, GerES 2014 – 2017 (GerES V) .....	47
6.3	EU-Projekt HBM4EU .....	48
6.4	Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie .....	48
6.5	Analysenverfahren zur Bestimmung des adsorbierbaren organisch gebundenen Fluors (AOF).....	49
6.6	Laufende UFOPLAN-Projekte .....	49
6.7	Geplante UFOPLAN-Projekte .....	50
7.	Forschungs- und Handlungsbedarf .....	50
7.1	Forschungs- und Handlungsbedarf im Bereich Trinkwasser .....	51
7.2	Forschungsbedarf zu „Retentionsmechanismen von kurzkettigen PFAS in Boden und Grundwasser, Austrag aus Klärschlamm“ .....	51
7.3	Forschungs- und Handlungsbedarf im Bereich industrieller Nutzung und Abwässer .....	51
7.4	Forschungs- und Handlungsbedarf im Bereich Böden .....	51
7.5	Forschungs- und Handlungsbedarf im Bereich Fließgewässer .....	52
7.6	Übergreifender Forschungs- und Handlungsbedarf .....	53
8.	Literaturverzeichnis .....	55

# 1. PFAS - Überblick über die Stoffgruppe, Begriffsdefinitionen und Verwendungen sowie Vorläuferproblematik

## 1.1 Überblick über die Stoffgruppe

PFC, die ältere und gebräuchliche Bezeichnung wird teils nur für perfluorierte, teils auch für per- und polyfluorierte Chemikalien, u.a. in einschlägigen Normen verwendet. Das nachfolgende Dokument verwendet durchgängig die Bezeichnung PFAS und umfasst damit per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) als organische Fluorverbindungen zusammen, bei denen alle oder nahezu alle Wasserstoffatome am Kohlenstoffgerüst durch Fluoratome ersetzt sind (siehe Abbildung 1-1).

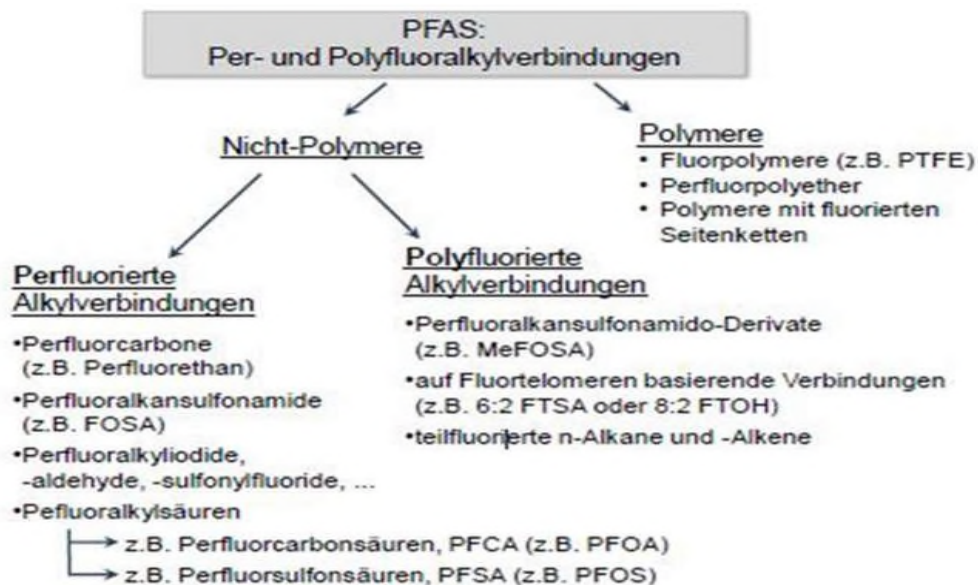


Abbildung 1-1: Übersicht, Beschreibung und Einordnung der umweltrelevanten PFAS mit Beispielen

(PTFE: Polytetrafluorethylen; MeFOSA: N-Methyl-perfluorooktansulfonamid; 6:2 FTSA: 6:2 Fluortelomer sulfonic acid; 8:2 FTOH: 8:2 Fluortelomeralkohol; FOSA: Perfluoroktansulfonsäureamid; PFCA: perfluoroalkyl carboxylic acid; PFSA: perfluoroalkyl sulfonic acid) (modifiziert nach Buck et al. 2011).

Die Stoffgruppe der PFAS umfasst mehr als 3000 Stoffe (Fischer et al., 2016). Sie kommt nicht natürlich vor, sondern ist ausschließlich anthropogenen Ursprungs. Aufgrund der hohen Bindungsenergien zählen hochfluorierte Alkane zu den stabilsten organischen Verbindungen. Allen gemeinsam ist eine aliphatische Kohlenstoffkette, bei denen die Wasserstoffatome vollständig (perfluoriert) oder teilweise (polyfluoriert) durch Fluoratome ersetzt sind. Zu den bekanntesten perfluorierten Chemikalien gehören die perfluorierten Carbonsäuren (z.B. Perfluorooctansäure – PFOA) und Sulfonsäuren (z.B. Perfluorooctansulfonsäure – PFOS). Polyfluorierte Chemikalien können zu den persistenten perfluorierten Chemikalien abgebaut werden, daher bezeichnet man sie auch als Vorläufer (Precursor). Aufgrund ihrer unterschiedlichen chemischen Eigenschaften werden PFAS in langkettige und kurzkettige Stoffe unterteilt (Buck et al 2011). Als kurzkettige PFAS gelten beispielsweise perfluorierte Carbonsäuren mit weniger als sieben perfluorierten Kohlenstoffatomen. Bei den perfluorierten Sulfonsäuren werden Verbindungen mit weniger als sechs perfluorierten Kohlenstoffatomen als kurzkettig eingestuft. Langkettige PFAS werden heutzutage in vielen Anwendungen durch kurzkettige PFAS ersetzt.

## 1.2 Einsatzgebiete und Verwendung

PFAS finden wegen ihrer besonderen Eigenschaften – wasser-, fett- und schmutzabweisend sowie chemisch und thermisch stabil – in vielen Verbraucherprodukten Anwendung. Wegen ihrer oberflächenaktiven „tensidartigen“ Eigenschaft werden PFAS auch als Perfluortenside (PFT) bezeichnet. Sie werden beispielsweise in Outdoorbekleidung, Teppichen, fettabweisenden Lebensmittelverpackungen, filmbildenden Feuerlöschschäumen, als Netzmittel in der Galvanik (PFOS und 6:2 FTS), in Reinigungsmitteln, Medizinprodukten, als Hilfsmittel (Fotoresistlacke für fotolithografische Prozesse) bei der Halbleiterherstellung, in Pestizidformulierungen, Bioziden sowie Kosmetikprodukten verwendet.

PFAS-basierte Polymere werden in technischen Erzeugnissen und Verbraucherprodukten eingesetzt. Dies sind z.B. die sogenannten fluortelomerbasierten Polymere (z.B. polyfluorierte Acrylate) bei denen die Seitenketten aus polyfluorierten Ketten bestehen. Sie werden beispielsweise in Textilien oder Papier verwendet. Außerdem werden Fluorpolymere eingesetzt, bei denen bestimmte PFAS als Emulgator bei der Herstellung dienen. Ein Beispiel hierfür ist das wirtschaftlich bedeutsame Polytetrafluorethylen (PTFE). Fluorpolymere werden in diversen Produkten verwendet, um entweder Reibungswiderstände (z.B. in Dichtungsmaterialien, Wachsen und Schmierstoffen) oder Anhaftungen (z.B. bei Kochgeschirr) zu verringern. Zudem wird PTFE häufig als wasserdichte und atmungsaktive Membran in Outdoorbekleidung eingesetzt (European Chemicals Agency, 2015; FluoroCouncil, 2016; KEMI, 2015; OECD, 2013). Für die Ausrüstung von Textilien werden seit dem Jahr 2002 im Wesentlichen telomerbasierte Fluorcarbonharze eingesetzt. Bedeutsam sind auch die technischen Erzeugnisse, wie Membranen, Dichtungen, Beschichtungen in Pumpen, Düsen, u.v.a.m., insbesondere wenn es um Belastbarkeit, Temperaturstabilität, Reibungsminimierung geht - von der Hochtechnologie bis zum Handyglas.

Für die Ermittlung stoffgruppenspezifischer Eintragspfade sind neben der unmittelbaren Verwendung der PFAS in den Endprodukten immer auch die vollständigen Stoffströme sowie die Entsorgungswege der Produktions- und Nebenprozesse zu betrachten.

Durch den vielfältigen Einsatz von poly- und perfluorierten Verbindungen bei der Herstellung von Produkten und industriellen Prozessen kommt es zu einer globalen Verteilung in Mensch, Tier und Umwelt.

## 1.3 Vorläuferproblematik

Polyfluorierte Chemikalien in der Umwelt werden sowohl biotisch als auch abiotisch zu den perfluorierten Chemikalien transformiert. Bei den fluortelomerbasierten Polymeren können aus den polyfluorierten Seitenketten perfluorierte Chemikalien gebildet werden.

Die perfluorierten Chemikalien sind persistent. Die Spaltung der C-F Bindung erfordert einen hohen Energieaufwand und ist als Substrat der Energiegewinnung für Mikroorganismen ungeeignet. Somit können sie weder abiotisch noch biologisch in der Umwelt und auch nicht in Kläranlagen abgebaut werden. Vielmehr werden in Kläranlagen Vorläuferverbindungen zu stabilen perfluorierten Carbon- und Sulfonsäuren umgewandelt. Deshalb sind die Konzentrationen dieser Säuren im Ablauf der Kläranlage oft höher als im Zulauf (European Chemicals Agency, 2015). Kurzkettige Verbindungen gelten insbesondere im Grundwasser als sehr mobil.

Auch in Böden können polyfluorierte Verbindungen in Stoffgemischen, wie z.B. fluorotelomerbasierte Verbindungen mikrobiell zu stabilen perfluorierten Verbindungen wie PFOS oder PFOA teilweise abgebaut, d.h. transformiert werden. Durch den mikrobiellen Teilabbau der polyfluorierten Verbindungen werden perfluorierte Chemikalien quasi weiter „nachgeliefert“. Diese Problematik erschwert die Erfassung und Bewertung von Bodenkonzentrationen sowie die Weiterentwicklung geeigneter Analytik für PFAS.

Eine bedeutende Rolle bei der Umwandlung von Vorläufersubstanzen in stabile perfluorierte Substanzen spielt auch der Luftpfad. Quelle für Perfluorcarbonsäuren, insbesondere PFOA sind dabei Fluortelomeralkohole (FTOH) und Fluortelomerolefine (FTO), die in der Polymerproduktion als Rückstände in auf Fluortelomerbasis hergestellten Produkten zurückbleiben. FTOH und FTO als flüchtige Substanzen gelangen in die Umwelt und werden in der Atmosphäre zu Perfluorcarbonsäuren oxidiert. Die Transformation der Vorläufersubstanzen in der Luft wird dabei durch Hydroxylradikale initiiert, es entstehen verschiedene Reaktionsprodukte, die wiederum mit Peroxyradikalen reagieren und schließlich Perfluorcarbonsäuren bilden (Kowalczyk 2014). Wieviel PFOA aus Fluortelomeren in der Atmosphäre entsteht, ist abhängig vom Anteil an Stickstoffmonoxid in der Atmosphäre, da die Reaktion mit Stickstoffmonoxid in Konkurrenz zu den PFCA-bildenden Reaktionen anderer Peroxyradikale (HO<sub>2</sub>, CH<sub>3</sub>O<sub>2</sub>) steht (Wallington et al. 2006).

## **2. Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen in den Umweltmedien in Deutschland**

Basierend auf einer aktuellen Datenabfrage bei den Bundesländern soll zur aktuellen Belastungssituation in den relevanten Umweltmedien berichtet werden. Zunächst ist festzustellen, dass nicht alle Bundesländer Daten zugeliefert haben, was vielfach auch auf das Fehlen relevanter, neuer Daten zurückzuführen ist. Zudem ist der übermittelte Datenbestand als sehr heterogen und lückenhaft zu charakterisieren. Für die Datenauswertung muss deshalb vorangestellt werden, dass die vorgenommenen Auswertungen vielfach statistisch nicht abgesichert sind, keine flächendeckende Aussagekraft besitzen und verallgemeinerbare Erkenntnisse nur sehr bedingt zulassen. Die Stoffgruppe bzw. bestimmte Einzelvertreter der PFAS gehören bislang nicht zum Standardanalyseprogramm bei relevanten Umweltmedien und Transferpfaden. Es fehlen zudem analytische Verfahren bzw. Kapazitäten in den Bundesländern.

### **2.1 Festgestellte Konzentrationen in Oberflächengewässern**

Auf bereits vorliegende Erkenntnisse aus (LAWA 2010) wird hier nicht explizit eingegangen. Nachfolgend wurden folgende länderbezogene Daten ausgewertet:

- BW 2017 – Antwort auf BMUB Schreiben
- BY 2017 – Antwort auf BMUB Schreiben
- HE 2017 – Antwort auf BMUB Schreiben
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2016): Mikroschadstoffe in Gewässern
- LUBW – Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg und Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg.
- MV 2015 - [http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/bzg\\_trendmonitoring\\_fische\\_mv\\_2015.pdf](http://www.lung.mv-regierung.de/dateien/bzg_trendmonitoring_fische_mv_2015.pdf)
- NI 2017 – Antwort auf BMUB Schreiben
- NW 2017 – Antwort auf BMUB Schreiben
- OGewV - Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)
- RP 2017 – Antwort auf BMUB Schreiben



### 2.1.1 Konzentration in Fließgewässern

Einen Überblick über die Konzentrationen von PFAS in Fließgewässern geben die Messungen an den Messstellen des LAWA-Messstellennetzes (i.d.R. Überblicksüberwachungsmessstellen). Bisher sind PFAS nicht Bestandteil der Routinemessprogramme. Ab 2018 ist PFOS entsprechend der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) sowohl in Fischen als auch in Gesamtwasserproben zu untersuchen. Die Anzahl von Messstellen des LAWA-Messstellennetzes, an denen PFAS untersucht wurden, ist daher sehr unterschiedlich (Tabelle 2.1). Von den 21 PFAS und teilfluorierten Fluortelomersulfonsäuren liegen die mittleren Jahreskonzentrationen von 12 an einigen Messstellen über der Bestimmungsgrenze. Messungen in der Schwebstoffphase liegen für 9 PFAS vor, davon liegen nur bei PFOS die Jahresmittelwerte an einigen Messstellen über der Bestimmungsgrenze. Konzentrationen in Fischen liegen i.d.R. nur für PFOS vor. In Bayern wurden 12 PFAS-Verbindungen in Fischen (55 Messergebnisse) untersucht, nur bei den in Tabelle 2.2 aufgeführten Verbindungen wurden Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze von 0,5 µg/kg nachgewiesen (BY 2017).

Neben den Untersuchungen an den LAWA-Messstellen ermitteln die Bundesländer PFAS-Konzentrationen auch an operativen Messstellen und durch anlassbezogene Sonderuntersuchungen (z.B. BW, NW, RP: Gewässer im Umkreis von Flughäfen; NW, BW: Gewässer in belasteten landwirtschaftlichen Flächen). Beispielsweise wurde 2014 im Brückgraben im Bereich des Flughafens Bitburg (Rheinland-Pfalz) ein Maximalwert von 4,85 µg/l PFAS gemessen. Im Katzenbach im Umkreis des Flughafens Stuttgart wurde ein Maximum der Summe PFOA und PFOS von 5,74 µg/l (2015) ermittelt. Als Ursache für erhöhte Konzentrationen haben die Bundesländer einen hohen Abwasseranteil im Fließgewässer, mit PFAS belastete landwirtschaftliche Flächen und den Einsatz von Löschschaum ermittelt (LUBW 2014, BW 2017, BY 2017, LAWA 2016, NI 2017, RP 2017).

In einigen Bundesländern werden die Untersuchungen der PFAS schon über einen längeren Zeitraum durchgeführt. Bayern, Hessen und Nordrhein-Westfalen schätzen ein, dass die Konzentrationen von PFOA und PFOS deutlich abgenommen haben. In Bayern und Hessen nehmen die Konzentrationen von PFBS zu. In Bayern steigen auch die Konzentrationen von PFHxA und in Hessen von PFBA an (BY 2017, HE 2017, NW 2017). Weitere Untersuchungsergebnisse sind in Kapitel 4 dargestellt.

Tabelle 2.1: Konzentrationen in Fließgewässern, gemessen an den LAWA-Messstellen im Zeitraum 2012-2015, grau markiert: PFAS-Verbindung mit gesetzlich geregelter Umweltqualitätsnorm

Stoffname	Weitere Bezeichnung	Matrix	Einheit	Anzahl Messstellen	Bestimmungsgrenzen (BG)	Jahresmittelwerte über der BG
<b>Fluortelomere (Vorläuferverbindungen)</b>						
1H,1H,2H,2H-Perfluorhexansulfonsäure	4:2FTS	Wasser	µg/l	18	0,001 – 0,0013	alle MW < BG
7H-Perfluorheptansäure	HPFHpA	Wasser	µg/l	2	0,001	alle MW < BG
H4-Perfluorooctan-sulfonsäure	H4-PFOS 6:2 FTS	Wasser	µg/l	72	0,0003 – 0,025	0,00076 – 0,038
1H, 1H, 2H, 2H-Perfluordekansulfonsäure	8:2FTS	Wasser	µg/l	18	0,001 – 0,0025	alle MW < BG
H2-Perfluordekansäure	H2-PFDA	Wasser	µg/l	2	0,001	alle MW < BG
H4-Perfluorundekansäure	H4-PFUA	Wasser	µg/l	2	0,001	alle MW < BG
<b>Perfluorsulfonsäuren</b>						
Perfluorbutansulfonsäure	PFBS	Wasser	µg/l	57	0,0003 – 0,01	0,00036 – 0,012
Perfluorbutansulfonsäure Isomeren		Wasser	µg/l	45	0,01	0,01 – 0,24
Perfluorhexansulfonsäure	PFHxS	Wasser	µg/l	61	0,001 – 0,01	0,001 – 0,029
Perfluorhexansulfonsäure Isomeren		Wasser	µg/l	45	0,01	0,013
Perfluorheptan-sulfonsäure	PFHpS	Wasser	µg/l	8	0,001 – 0,0013	0,030 – 0,051
Perfluorooctansulfonsäure	PFOS	Biota	µg/kg (FG)	74	1 - 5	1,2 – 43,2
Perfluorooctansulfonsäure	PFOS	Wasser	µg/l	110	0,0002 – 0,05	0,0004 – 0,058
Perfluorooctansulfonsäure	PFOS	Schwebstoff	µg/kg	36	1 – 10	1,1 - 19
Perfluorooctansulfonsäure Isomeren		Wasser	µg/l	61	0,0003 – 0,01	0,0012 – 0,038
Perfluorooctansulfonsäureamid	PFOSA	Wasser	µg/l	12	0,001 – 0,01	alle MW < BG
Perfluordekansulfonsäure	PFDS	Wasser	µg/l	53	0,001 – 0,01	alle MW < BG
<b>Perfluorcarbonsäuren</b>						
Perfluorbutansäure	PFBA	Wasser	µg/l	95	0,0003 – 0,01	0,001 – 0,074
Perfluorbutansäure	PFBA	Schwebstoff	µg/kg	3	3	alle MW < BG
Perfluorpentansäure	PFPeA	Wasser	µg/l	103	0,0003 – 0,01	0,0004 – 0,024
Perfluorpentansäure	PFPeA	Schwebstoff	µg/kg	3	3	alle MW < BG

Stoffname	Weitere Bezeichnung	Matrix	Einheit	Anzahl Messstellen	Bestimmungsgrenzen (BG)	Jahresmittelwerte über der BG
		stoff				
Perfluorhexansäure	PFHxA	Wasser	µg/l	103	0,001 – 0,01	0,001 – 0,057
Perfluorhexansäure	PFHxA	Schwebstoff	µg/kg	3	3	alle MW < BG
Perfluorheptansäure	PFHpA	Wasser	µg/l	97	0,001 – 0,01	0,001 – 0,004
Perfluorheptansäure	PFHpA	Schwebstoff	µg/kg	3	3	alle MW < BG
Perfluoroctansäure	PFOA	Wasser	µg/l	99	0,001 – 0,05	0,001 – 0,062
Perfluoroctansäure	PFOA	Schwebstoff	µg/kg	20	2 – 15	alle MW < BG
Perfluoroctansäure Isomeren		Wasser	µg/l	45	0,005 – 0,01	0,005 – 0,029
Perfluornonansäure	PFNA	Wasser	µg/l	103	0,001 – 0,01	0,001 - 0,014
Perfluornonansäure	PFNA	Schwebstoff	µg/kg	3	15	alle MW < BG
Perfluordecansäure	PFDA	Wasser	µg/l	99	0,001 – 0,01	0,001 – 0,0098
Perfluordecansäure	PFDA	Schwebstoff	µg/kg	3	3	alle MW < BG
Perfluorundekansäure	PFUdA	Wasser	µg/l	80	0,001 – 0,01	alle MW < BG
Perfluorundekansäure	PFUdA	Schwebstoff	µg/kg	3	3	alle MW < BG
Perfluordodekansäure	PFDoA	Wasser	µg/l	78	0,001 – 0,01	alle MW < BG
Perfluortetradekansäure	PFTeDA	Wasser	µg/l	4	0,0025	alle MW < BG

Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)

Tabelle 2.2: Median, Maximum und Nachweishäufigkeit der (PFAS-) Einzelverbindungen in allen untersuchten (bayerischen) Fischproben

Medium	Parameter	PFOA	PFOS	PFNA	PFDA	PFUdA	PFDoA	8:2 FTS
Muskulatur der Flussfische	Median (µg/kg)	< 0,5	4,3	< 0,5	0,7	< 0,5	< 0,5	< 0,5
	Maximum (µg/kg)	16	23	2,8	32	20	25	2,1
	Nachweishäufigkeit (%) mit n=55	7,3	100	13	87	56	53	5,5

Quelle: BY 2017

### 2.1.2 Konzentration in Seen

Für PFAS in Seen liegen deutlich weniger Messdaten vor als für Fließgewässer. Einen Überblick über die Konzentrationen geben die Messungen an den Messstellen des LAWA-Messstellennetzes (meist Überblicksüberwachungsmessstellen) und aus Sonderuntersuchungen (Tabelle 2.3). Von den untersuchten PFAS und teilfluorierten Fluortelomersulfonsäuren liegen die mittleren Jahreskonzentrationen von 8 an einigen Messstellen über der Bestimmungsgrenze.

Biotakonzentrationen liegen für 23 Seemesstellen vor (Fischuntersuchungen aus Bayern und Mecklenburg-Vorpommern). Dabei wurden hauptsächlich Hechte und Barsche, aber auch Plötze und Brassen beprobt (siehe Kap. 4.3).

Tab 2.3: Konzentrationen in Seen, gemessen an LAWA-Messstellen und bei Sonderuntersuchungen im Zeitraum 2011-2016, grau markiert: PFAS-Verbindung mit gesetzlich geregelter Umweltqualitätsnorm

Stoffname		Matrix	Einheit	Anzahl Messstellen	Bestimmungsgrenzen (BG)	Jahresmittelwerte größer BG
<b>Fluortelomere (Vorläuferverbindungen)</b>						
H4-Perfluoroctansulfonsäure	H4-PFO	Wasser	µg/l	3	0,001 – 0,0013	alle MW < BG
<b>Perfluorsulfonsäuren</b>						
Perfluorbutansulfonsäure	PFBS	Wasser	µg/l	2	0,0003 – 0,01	alle MW < BG
Perfluorbutansulfonsäure Isomeren		Wasser	µg/l	3	0,01	alle MW < BG
Perfluorhexansulfonsäure Isomeren		Wasser	µg/l	3	0,01	alle MW < BG
Perfluoroctansulfonsäure	PFOS	Wasser	µg/l	11	0,00025 – 0,01	0,00027 - 0,181
Perfluoroctansulfonsäure	PFOS	Biota	µg/kg	23	0,5-5	0,5 - 13
Perfluoroctansulfonsäure Isomeren		Wasser	µg/l	3	0,01	0,012 - 0,021
Perfluoroctansulfonsäureamid	PFOSA	Wasser	µg/l	2	0,01	alle MW < BG
Perfluordekansulfonsäure	PFDS	Wasser	µg/l	3	0,01	alle MW < BG
<b>Perfluorcarbonsäuren</b>						
Perfluorbutansäure	PFBA	Wasser	µg/l	3	0,0003 – 0,01	alle MW < BG
Perfluorpentansäure	PFPeA	Wasser	µg/l	4	0,01	0,061
Perfluorhexansäure	PFHxA	Wasser	µg/l	6	0,01	0,045
Perfluorheptansäure	PFHpA	Wasser	µg/l	4	0,01	0,023
Perfluoroctansäure Isomeren		Wasser	µg/l	3	0,005 – 0,01	0,006 - 0,013
Perfluorononansäure	PFNA	Wasser	µg/l	6	0,01	0,02
Perfluordekansäure	PFDA	Wasser	µg/l	3	0,01	alle MW < BG
Perfluorundekansäure	PFUDA	Wasser	µg/l	3	0,01	alle MW < BG

### 2.1.3 Bewertungsmaßstäbe für PFAS in Oberflächengewässern

Im Bereich der Oberflächengewässer ist nur für PFOS (siehe Tabelle 2.4), als prioritärer Stoff unter der Richtlinie 2008/105/EG (geändert durch 2013/39/EU) eine rechtsverbindliche europaweit gültige Umweltqualitätsnorm abgeleitet, die mit der Oberflächengewässerverordnung (2016) in nationales Recht umgesetzt ist. Für perfluorierte Verbindungen wurden national in Deutschland keine Umweltqualitätsnormen (UQN) abgeleitet.

Tabelle 2.4: Auszug OGWV 2016 Anhang 8

Stoff	CAS	Jahresdurchschnitt-UQN (JD-UQN)	Jahresdurchschnitt-UQN (JD-UQN)	Zulässige höchst Konzentration UQN (ZHK-UQN)	Zulässige höchst Konzentration UQN (ZHK-UQN)	Biota-UQN
		oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	Übergangsgewässer und Küstengewässer nach § 3 Nummer 2 des Wasserhaushaltsgesetzes	oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer	Übergangsgewässer und Küstengewässer nach § 3 Nummer 2 des Wasserhaushaltsgesetzes	Oberflächengewässer
Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate (PFOS)	1763-23-1	0,00065 µg/l	0,00013 µg/l	36 µg/l	7,2 µg/l	9,1 µg/kg Nassgewicht

Dem Umweltbundesamt sind die in Tabelle 2.5 zusammengestellten ökotoxikologischen Bewertungsmaßstäbe für PFAS in Oberflächengewässern bekannt, die von anderen Behörden abgeleitet worden sind. Die Werte sind nicht durch das UBA geprüft.

Tabelle 2.5: Zusammenstellung der Umweltqualitätsnormen (UQN) und Predicted No-Effect Concentrations (PNEC) für PFAS für Oberflächengewässer (Stand: 3.3.2017)

Stoff	CAS	Qualitätsziel	Wert in µg/l	Land	Quelle	Kommentar
<b>Fluortelomere (Vorläuferverbindungen)</b>						
H4-Perfluoroktansulfonsäure (6:2 FTS)	27619-97-2	PNEC Vorschlag	>870	Deutschland	LfU Bayern (2017)	Noch nicht veröffentlicht
<b>Perfluorsulfonsäuren</b>						
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	375-73-5	UQN	372	Italien	Italian EQS Working Group, 2015	
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	355-46-4	PNEC Vorschlag	240	Deutschland	LfU Bayern (2017)	Noch nicht veröffentlicht

Stoff	CAS	Qualitätsziel	Wert in µg/l	Land	Quelle	Kommentar
<b>Perfluorcarbonsäuren</b>						
Perfluorbutansäure (PFBA)	375-22-4	PNEC Vorschlag	200	Deutschland	LfU Bayern (2017)	Noch nicht veröffentlicht
Perfluorpentansäure (PFPeA)	2706-90-3	PNEC Vorschlag	1700	Deutschland	LfU Bayern (2017)	Noch nicht veröffentlicht
Perfluorhexansäure (PFHxA)	307-24-4	UQN	140	Italien	Italian EQS Working Group, 2015	
Perfluoroctansäure (PFOA)	335-67-1	UQN	0,1	Italien	Italian EQS Working Group, 2015	

Quellen:

Ulrich, H., Gierig, M., Hübner, G., Freier, K., Buchmeier, G., Körner, W., Sengl, M., Melzer, S., Baumann, M., Meierfels, T., Rupprich, A., 2017. PFC in Bayern. Untersuchungen 2006-2016. Bericht Bayerisches Landesamt für Umwelt. (Im Druck)

## 2.2. Konzentrationen in Küstengewässern

Messwerte für PFAS aus Küstengewässern wurden von Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein und Niedersachsen zur Verfügung gestellt. In Schleswig-Holstein wurden die ersten Untersuchungen 2016 durchgeführt, die in diesem Bericht nicht berücksichtigt werden konnten, da die Auswertung nicht abgeschlossen ist.

Ergebnisse von Messungen in Biota liegen nur aus MV vor, alle anderen Ergebnisse beziehen sich auf Messungen in Wasser.

Nach der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, 2016) ist ab 2018 die UQN für PFOS in Fisch von 9,1 µg/kg zu überwachen. Darüber hinaus werden in der OGewV für Wasser JD-UQN und ZHK-UQN genannt, die in diesem Bericht zur Bewertung der Wasserkonzentrationen herangezogen wurden (siehe Tab. 2.4).

In **Schleswig Holstein** wurden in 2016 erste Untersuchungen an 7 Messstellen auf 11 PFAS in Wasserproben durchgeführt. Die angegebene Bestimmungsgrenze für PFOS von 0,004 ng/l liegt unter der JD-UQN.

Die Untersuchungen in Wasser werden in 2017 an weiteren Messstellen fortgesetzt. Ab 2016 wurden auch Fische in Oberflächengewässern beprobt. Die Ergebnisse der PFOS-Analysen liegen noch nicht vor.

In **Niedersachsen** sind PFOS und PFOA in den Jahren 2011 an 9 Messstellen in Übergangs- und Küstengewässern in quartalsweise entnommenen Wasserproben untersucht worden. Die Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l liegt über der JD-UQN. Eine Bewertung der Ergebnisse ist deshalb nur bedingt möglich.

An zwei Messstellen der Ems wird die JD-UQN für PFOS überschritten (siehe Tabelle 2.6).

Diese Überschreitungen werden auf einen Einsatz von Löschschaum bei einem Tankerbrand in Lingen Anfang des Jahres 2011 zurückgeführt. In Niedersachsen wird PFOS zukünftig auch in Biota in den Küstengewässern gemessen werden.

Tabelle 2.6: Jahresdurchschnittswerte von PFOS und PFOA in µg/l (alphabetisch nach Gewässern geordnet)

Messstellenummer	Gewässer	Messstelle	Jahr	PFOS (µg/l)	PFOA (µg/l)
59752051	Elbe	Grauerort	2011	<0,01	<0,01
95102099	Elbe-Ästuar	Scharhörn	2011	<0,01	<0,01
39512011	Ems	Gandersum	2011	0,029	<0,01
93492099	Ems-Ästuar	Emshörn	2011	0,013	<0,01
94292950	Jadebusen	Arngast	2011	<0,01	<0,01
93632950	Nieders. Küste	Norderney	2011	<0,01	<0,01
93852950	Nieders. Küste	Otzumer Balje	2011	<0,01	<0,01
49752022	Weser	Brake	2011	<0,01	<0,01
94502099	Weser-Ästuar	Alte Weser	2011	<0,01	<0,01

Tabelle 2.7: Übersicht über die von Niedersachsen (NI), Schleswig Holstein (SH) und Mecklenburg Vorpommern (MV) im Wasser der Küstengewässer gemessenen PFAS

Substanz	NI	Jahr	SH	Jahr	MV	Jahr
PFOS	X	2011	X	2016	X	2010-2014
PFOA	X	2011	X	2016	X	2010-2014
PFBS			X	2016	X	2010-2014
PFDA			X	2016	X	2010-2014
PFDoA			X	2016	X	2010-2014
PFDS			X	2016		
PFHpA			X	2016	X	2010-2014
PFHpS			X	2016	X	2010-2014
PFHXA			X	2016	X	2010-2014
PFHXS			X	2016	X	2010-2014
PFNA			X	2016	X	2010-2014
PFOSA			X	2016	X	2010-2014
PFPA			X	2016	X	2010-2014
PFTDA			X	2016		
PFTTrDA			X	2016		
PFUndA			X	2016		
PFUA					X	2010-2014
PFBUA					X	2010-2014
PFDES					X	2010-2014

Aus Mecklenburg Vorpommern liegen Ergebnisse von PFAS-Messungen an 16 Messstellen in den Küstengewässern vor, die zwischen 2010 und 2014 erhoben wurden. Dabei liegen für die einzelnen Messstellen Daten aus einem oder zwei Jahren aus diesem Zeitraum vor. Es wurden 15 PFAS untersucht, die Bestimmungsgrenze für diese Messungen in Wasser ist mit 0,01 µg/l angegeben. Werte über der halben Bestimmungsgrenze (0,005 µg/l) wurden einmalig an einer Messstelle für Perfluordekansulfonsäure und an 8 Messstellen vereinzelt über den Messzeitraum für Perfluorbutansäure gemessen.

Die Wassermessungen wurden Ende 2014 eingestellt.

Tabelle 2.8: Übersicht über die von Mecklenburg Vorpommern (MV) 2015 in Biota (Brasse, Aalmutter) der Küstengewässer gemessenen PFAS

Substanz	PFOS	PFOA	PFUnA	PFOSA	PFHxS
----------	------	------	-------	-------	-------

Ab 2015 werden PFAS in Biota gemessen. Es liegen bereits Ergebnisse für den Saaler Bodden (Brasse) und die Wismarer Bucht (Aalmutter) für 5 PFAS vor. In den Filet-Proben wurde die Biota-UQN an keiner Station überschritten. PFOS war nur in Aalmuttern aus der Wismarer Bucht nachweisbar. Die Leberproben von Aalmutter und Brasse waren höher mit PFOS belastet als die Filets, in Einzelfällen konnten auch PFHxS, PFOA und PFOSA quantifiziert werden.

### Bewertung

Eine Bewertung der PFAS-Konzentrationen anhand der in der OGewV genannten JD-UQN halten wir für problematisch, da es sich bei dieser JD-UQN um einen aus der Biota-UQN berechneten Wert handelt, der mit hoher Unsicherheit behaftet ist. Die Bewertung der Messergebnisse wird zusätzlich dadurch erschwert, dass die Bestimmungsgrenzen für PFOS in Wasser oft oberhalb der JD-UQN lagen. Ergebnisse unterhalb der Bestimmungsgrenze lassen in diesen Fällen nicht den Schluss zu, dass die UQN eingehalten ist.

Unter den Regionalen Meeresschutzkonventionen HELCOM und OSPAR wird PFOS in Biota überwacht. So ist im Rahmen der anstehenden zweiten holistischen HELCOM Zustandsbewertung der Ostsee PFOS in Biota ein Kernindikator zu Bewertung der Belastung der Ostsee durch Schadstoffe. Als Bewertungsschwelle wird die Biota UQN (9,1 µg/kg Frischgewicht) genutzt. Für diese im Entwurf vorliegende Zustandsbewertung sind lediglich PFOS-Daten aus Schweden und Dänemark eingeflossen. Die vorläufigen Ergebnisse zeigen, dass die Biota-UQN für PFOS nicht überschritten wird.

OSPAR beschäftigt sich seit vielen Jahren mit PFOS, zurzeit werden allerdings PFAS bei der Bewertung der Belastung des Nord-Ostatlantiks mit Schadstoffen nicht betrachtet. Es ist aber zu erwarten, dass PFOS in Biota als Indikator in kommende Bewertungen aufgenommen werden wird.

## 2.3 Konzentrationen im Grundwasser

Für Grundwasser werden Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS-Werte) für verschiedene PFAS-Einzelstoffe durch eine gemeinsame Arbeitsgruppe der Bund/Länder - Arbeitsgemeinschaften Wasser (LAWA) und Boden (LABO) erarbeitet (s. 5.1.6).

Eine systematische flächendeckende Untersuchung aller Grundwassermessstellen erfolgt in der Regeln nicht. Insgesamt werden aber in mindestens 11 Bundesländern PFAS im Grundwasser untersucht. Untersuchungen konzentrieren sich in der Regel auf Regionen bzw. Messstellen, in deren Einzugsgebiet PFAS-Belastungen bekannt sind oder erwartet werden können. BY untersucht gegenwärtig 19 Flächen im Hinblick auf Altlasten oder schädliche Bodenveränderungen mit PFAS. Dabei handelt es sich v.a. um Flächen im Umfeld von Flughäfen, Raffinerien und der Chemischen Industrie. Die erhöhten PFAS-Konzentrationen im Grundwasser können dabei überwiegend auf den langjährigen Einsatz PFAS-haltiger Schaumlöschmittel bei Löschübungen und Brandeinsätzen zurückgeführt werden. Darüber hinaus sind im Rahmen des Projektes „Klimaanpassung und Wasserversorgung Risikobewältigung bei Hochwasser, Starkniederschlägen und Uferfiltrateinfluss“ an Uferfiltrat-beeinflussten Standorten (bislang rund 25) nur sporadisch PFAS im Grundwasser gemessen worden, da die zugehörigen Fließgewässer nur vereinzelt geringe PFAS-Konzentrationen aufwiesen. Die bislang mit Abstand höchsten Werte im Grundwasser liegen bei 60 ng/l für PFHxS und 43 ng/l für PFOS, die an derselben Messstelle (Brunnen) gefunden wurden.

HB hat bei stichprobenartigen Überprüfungen am Flughafen Bremen erhöhte PFAS-Gehalte im Grundwasser festgestellt. Im Bereich des Feuerlöschübungsplatzes wurden auf einer mindestens 13.000 m<sup>2</sup> großen Fläche PFAS-Belastungen >100 µg/kg mit einem Ma-



ximum von 93 mg/kg (davon 84 mg/kg PFOS) gemessen. Dies hat zu einer Grundwasser-  
verunreinigung mit bis zu 1.365 µg/l im Schadenszentrum und einer Fahnenlänge von min-  
destens 450 m geführt. Im Mittel bestehen diese Verunreinigungen aus 34 % PFOS, 33%  
PFHxS und 34 % restliche PFAS (davon 4 % PFOA). In dem mindestens 57.000 m<sup>2</sup> großen  
Bereich, in dem regelmäßig Funktionsprüfungen durchgeführt wurden, sind im Boden ma-  
ximal 13,4 mg/Kg PFAS ermittelt worden. Grundwasseranalysen zeigten Werte bis zu 786  
µg/l (ausführlicher s. Anlage 2).

Die Meldungen aus den Ländern umfassen mehr als 10.000 Einzeldatensätze und können  
deswegen nur mit einem größeren Aufwand – und nicht kurzfristig – ausgewertet werden.  
In sechs Bundesländer wurden keine bzw. seit dem letzten Bericht keine neuen Untersu-  
chungen durchgeführt, weswegen keine aktuellen Untersuchungsergebnisse mitgeteilt  
werden konnten.

Obwohl bisher erst die Daten von sechs Bundesländern ausgewertet werden konnten, zeigt  
sich bereits jetzt, dass es bestimmte PFAS gibt, die besonders häufig im Grundwasser ge-  
funden werden (siehe 4.4).

Die Überschreitung der Schwellenwert von PFAS wird an folgender Zahl von Messstellen  
überschritten (s. Anlage 2).

## 2.4 Festgestellte Konzentrationen im Trinkwasser

PFAS sind in der Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001) nicht mit Grenzwerten geregelt,  
Untersuchungen auf PFAS im Trinkwasser sind somit in der TrinkwV 2001 nicht direkt  
vorgeschrieben. Im Falle bekannter oder vermuteter Belastung des Roh- und Trinkwas-  
sers werden allerdings Untersuchungen gemäß TrinkwV 2001 durchgeführt. Gemäß § 6  
Abs. 1 TrinkwV 2001 dürfen chemische Stoffe nicht in Konzentrationen im Trinkwasser  
enthalten sein, die eine Schädigung der menschlichen Gesundheit besorgen lassen. Das  
UBA hat daher im Zusammenwirken mit der Trinkwasserkommission (siehe 5.1.5) eine  
gesundheitliche Bewertung für PFAS vorgenommen und hierzu Leit- oder Gesundheitliche  
Orientierungswerte (GOW) für einige Vertreter (PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA,  
PFOA, PFNA, PFDA, PFBS, PFHxs, PFHpS, PFOS, H4PFOS, PFOSA) entwickelt. Auf-  
grund der abgeleiteten Werte und den dem UBA vorliegenden Daten zum Vorkommen ist  
bislang von keiner gesundheitlichen Gefährdung durch das Trinkwasser auszugehen. Die  
toxikologisch abgeleiteten Werte werden bis auf wenige Ausnahmen in der Vergan-  
genheit unterschritten. Da eine Untersuchung auf PFAS in der TrinkwV 2001 nicht vorge-  
schrieben ist, ist der dem UBA vorliegende Datensatz zum Vorkommen bisher klein (ca.  
80 Messwerte für kurzkettenige PFAS, ca. 40 Messwerte für langkettenige PFAS) und daher  
unzureichend, um eine repräsentative Bewertung des Vorkommens von PFAS im Trink-  
wasser vorzunehmen. Neue Messungen legen den Verdacht nahe, dass Trifluoressig-  
säure (TFA), als die PFAS – Verbindung mit der kürzesten Kettenlänge und oft metaboli-  
schem Ursprungs aus Pflanzenschutzmitteln, in höheren Konzentrationen als langkettenige  
PFAS in Roh- und Trinkwässern zu finden sind.

Eintragsquellen der PFAS sind vor allem kommunale und industrielle Kläranlagen, in denen  
persistente PFAS unzureichend eliminiert werden und damit in die Oberflächenwässer ge-  
langen. Es kann zu Trinkwasserkontaminationen kommen, wenn dieses Oberflächenwas-  
ser als Rohwasser für die Trinkwassergewinnung und Aufbereitung verwendet wird, selbst  
dann, wenn eine Bodenpassage oder Uferfiltration stattfindet. Rückhalt oder Abbau sind  
hierbei unzureichend. Einen weiteren Eintragspfad stellt die Ausbringung von Klärschläm-  
men (nach Adsorption von PFAS am Klärschlamm) auf Böden und die damit einhergehen-  
de Auswaschung ins Grundwasser dar (Biegel-Engler et al. 2017).

## 2.5 Festgestellte Konzentrationen in Abwasser und Klärschlamm

Nur 7 Bundesländer haben über positive Befunde im Abwasser berichtet. Mehrheitlich wurden nur über Messergebnisse der in der Norm benannten fluorierten Verbindungen berichtet. Es wurden nur Messungen zu Konzentrationen im Abwasser und z.T. auch im korrespondierenden Gewässer zur Ursachenermittlung durchgeführt, wenn z.B. Überschreitungen des maximal zulässigen PFAS-Gehalts in Klärschlämmen (<100 µg/kg Trockenmasse in Summe PFOA+PFOS), die als Dünger eingesetzt werden, festgestellt wurden. Eine bundesweite Regelung ist seit dem 01.01.2015 einzuhalten.

Nur NRW hat ausführlich zu PFAS Daten im Abwasser berichtet. Die untersuchten Substanzen wurden erweitert. Es zeigt sich der Trend, dass die PFAS-Gehalte im Abwasser geringer werden. In NRW sind von den ursprünglich 26 (Jahr nicht eindeutig) auffälligen kommunalen Kläranlagen und 9 direkten Industrieeinleitern in 2016 noch 6 kommunale Kläranlagen und 4 direkte Industrieeinleiter relevant.

Der „Entwurf der Klärschlammverordnung (AbfKlärV)“ schreibt vor, dass mindestens einmal in sechs Monaten eine Klärschlammuntersuchung auf die Einzelsubstanzen Perfluorooctansäure und Perfluorooctansulfonsäure erfolgen muss.

In Bayern wurde ein Rückgang der PFAS-Fracht im Klärschlamm um mehr als 90 % zwischen 2008 und 2013 ermittelt (von 17 t/a 2008 auf 1,5 t/a 2013).

## 2.6 Festgestellte Gehalte in Böden

Für PFAS sind bislang keine Vorsorge-, Prüf- oder Maßnahmenwerte in der BBodSchV enthalten. In Böden werden PFAS in den Bundesländern bisher nicht flächendeckend und systematisch erfasst und sind daher auch nicht fester Bestandteil der Monitoringprogramme der Bodendauerbeobachtung und der Bodenzustandserfassung. Dementsprechend beschränkt sich die Anzahl der vorhandenen Daten bis auf wenige Ausnahmen auf die im Rahmen von Verdachts- und Schadensfällen durchgeführten Untersuchungen. Dabei stehen die Schadensfälle nach unkontrollierter Aufbringung von PFAS-haltigen Komposten, Klärschlämmen oder Biomasserückständen und Löschmitteleinsätzen im Fokus. Neben den bereits aus den Jahren 2006 – 2009 bekanntgewordenen Schadensfällen (z.B. Brilon-Scharfenberg im Hochsauerlandkreis), die z.T. bereits in Länderpapieren sowie im Abschlussbericht des Forschungsprojekts „Boden- und Grundwasserkontaminationen mit PFAS bei altlastenverdächtigen Flächen und nach Löschmitteleinsätzen“ (LABO 2015) im Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden und Abfall“ diskutiert wurden, liegen uns nach der vom BMUB initiierten Länderabfrage nur wenige aktuelle Daten aus den Bundesländern vor (s. Tabelle 2.8).

Tabelle 2.8: Übersicht über die PFAS-Gehalte in Böden und Eluaten 2011 -2016 (s. Anlage 3.)

Bundesland	Anzahl beprobter Standorte mit nachgewiesener Belastung	Anzahl Beprobung Bodendauerbeobachtung	Boden- Feststoffgehalte ΣPFAS, Minimal-/Maximalwerte in µg/kg TS	Boden- Eluatgehalte, ΣPFAS, Minimal-/Maximalwerte in µg/l
Baden-Württemberg	19	28	n.n. – 980	0,97-791,5
Bayern	19	1	153 – 845,3	0,3 -303
Hessen	36	4	< 4,6 - 600	-
Nordrhein-Westfalen	69 (nur 9 Standorte gemeldet)		69 – 35.000	≤ 0,1 - 950
Rheinland-Pfalz	4		< 10 – 3.250	≤ 0,05- 660
Schleswig-Holstein		9	<1	< 0,046
	7		<0,01 - 850	

In Hamburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt, Niedersachsen und Thüringen liegen keine aktuellen Erkenntnisse zu Gehalten von perfluorierten Chemikalien in Böden und Eluaten vor. Im Saarland erfolgt keine Untersuchung auf PFAS, da in der Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) keine Vorsorge-, Prüf- oder Maßnahmenwerte für PFAS festgelegt sind. Aus NRW wurden Daten von 9 der insgesamt 69 Fälle ausgewiesener PFAS-Belastung gemeldet.

Berlin, Brandenburg, Bremen und Mecklenburg-Vorpommern haben auf die Umfrage nicht geantwortet.

Die erhaltenen Daten ermöglichen derzeit weder einen tatsächlichen Überblick über die Belastungssituation der Böden mit PFAS, noch eine Trendaussage.

Aus den vorliegenden Daten der 6 Bundesländern (s. Tabelle 2.8 und Anlage 3) können jedoch einige Feststellungen abgeleitet bzw. bereits bestehende Erkenntnisse bestätigt werden:

- Es besteht grundsätzlich eine große Heterogenität in den PFAS-Gehalten sowohl in Böden als auch in den Eluaten. Innerhalb von beprobten Flächen werden stark voneinander abweichende PFAS-Gesamtgehalte festgestellt. So ergaben sich z.B. auf den durch das Aufbringen von Papierschlämmen PFAS-kontaminierten Ackerschlägen im Stadtkreis Mannheim insgesamt Gehalte zwischen 10,4 - 256 µg/kg TS PFAS im Oberboden und im Unterboden zwischen nicht nachweisbar und 228 µg/kg TS PFAS. Bei den Eluaten ergeben sich ebenfalls größere Spannweiten (s. Tabelle 2.8).
- Die Schadensfälle, die erwartungsgemäß am häufigsten dokumentiert und untersucht wurden, entstanden durch die Beaufschlagung mit PFAS-kontaminierten Materialien auf landwirtschaftlich genutzten Flächen und durch den Einsatz von Löschmitteln. Das Schadstoffspektrum bei diesen beiden Schadensarten unterscheidet sich. So dominierte in den durch Löschmitteleinsatz kontaminierten Böden auf Flughafenstandorten in Rheinland-Pfalz PFOS (ca. 90%iger Anteil), während sich in NRW ein heterogeneres Schadstoffmuster durch Löschmitteleinsatz zeigte. Insgesamt dominieren bei Schadensfällen mit Löschmitteleinsatz aber offensichtlich die perfluorierten Sulfonsäuren (z.B. PFOS, PFHxS).

Vorherrschender Parameter bei den Schadensfällen, die durch das Aufbringen PFAS-kontaminierter Materialien entstanden sind (z.B. in Baden-Württemberg) ist PFOA (im Oberboden), gefolgt von PFDeA.

- PFOA wird offenbar schneller ins Grundwasser verlagert als PFOS, weil es ein fluoriertes Kohlenstoffatom weniger aufweist und dadurch etwas mobiler ist als PFOS, was stärker an der organischen Substanz gebunden wird.
- PFAS mit einer Kettenlänge > 8 befinden sich größtenteils im Oberboden (0-30 cm), kurzkettige hingegen im Unterboden bzw. Eluat.
- Das PFAS-Stoffspektrum in Boden und Grundwasser ändert sich über die Zeit. So liegen die Gehalte von PFOA in der Regel im Oberboden (0-30cm) über denen im Unterboden (30-60 cm). Im Schadensfall Mannheim-Nord ist PFOA in einigen der schon 2006 und 2008 beaufschlagten Böden im unteren Bodenhorizont (30-60 cm) stärker als im Oberboden vertreten. Während in der ersten Zeit nach Schadenseintritt sich kurzkettige, mobile Verbindungen ins Grundwasser verlagern, werden zu einem späteren Zeitpunkt auch Verbindungen wie PFOA verstärkt im Unterboden und im Eluat nachgewiesen. Neben den kurzkettigen PFAS können so im Unterboden auch PFOA in höherer Konzentration vorhanden sein. Langkettige PFAS bei C>10 werden in den Eluaten aufgrund ihrer Lipophilie und ihrer Bindung an den organischen Kohlenstoff im Oberboden nicht mehr gefunden. Hinzu kommt der Precursor-Effekt. Dieser Effekt kann u.U. zu einer „Nachlieferung“ von perfluorierten Verbindungen durch den teilweisen Abbau polyfluorierter Verbindungen führen, die sich auch im Eluat niederschlägt. Die Erfassung und Bewertung von PFAS-Kontaminationen wird durch die vorgenannten Bedingungen erschwert.

- Vier Eluat-Untersuchungen auf Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) in Bayern zeigten an einem forstlich genutzten Standort gegenüber Grünland- und Hutungsflächen eine signifikant höhere Belastung mit PFAS im Oberboden (vorherrschender Parameter an allen Standorten: PFOA, danach PFOS). Dies könnte auf Auskämmeffekte des dort vorherrschenden Nadelwaldes und/oder auf eine Emittentennähe zurückzuführen sein, zeigt aber gleichzeitig die Rolle des Luftpfads bei der Verteilung von PFAS in der Umwelt auf. Zu den vorhandenen Daten der Bodendauerbeobachtung aus Hessen und Schleswig-Holstein gibt es kaum Metadaten, so dass eine Differenzierung und Interpretation schlecht möglich ist. Vorherrschender Parameter war an den BDF-Standorten in Bayern PFOA im Feststoff und im Eluat. In Schleswig-Holstein waren kurzkettige PFAS und PFOA bestimmend und in Hessen wurde der höchste gemessene Gehalt auf den BDF für PFOS (3,7 µg/kg) gefunden.
- Gemäß dem Bericht von NRW zur Datenabfrage durch das BMU können auch PFAS-Gehalte unterhalb der Bestimmungsgrenze von 10 µg/kg zu erheblichen Eluat-Gehalten führen (vgl. Beispiel Sanierungsfall Flughafen Düsseldorf bis zu über 5.000 ng/l). Zum Schutz des Grundwassers sind daher in der ungesättigten Bodenzone vorliegende PFT-Konzentrationen auf der Grundlage von Eluat-Untersuchungen in Verbindung mit den PFT-Gehalten im Feststoff zu bewerten (aus Bericht NRW). Dies wurde auch z.B. durch die Auswertungen in Baden-Württemberg bestätigt: Kurzkettige PFAS besitzen im Boden eine so hohe Mobilität, die dazu führen kann, dass selbst bei Bodenproben mit PFAS-Gehalten < Nachweisgrenze hohe Gehalte im Eluat auftraten (Reinhard 2016).

## 2.7 In der Umweltprobenbank des Bundes festgestellte Konzentrationen

Das UBA koordiniert seit den 1990er Jahren mit der Umweltprobenbank des Bundes die systematische Sammlung, Untersuchung und Einlagerung von Proben des Menschen und der Umwelt. Aus der Gruppe der per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen gibt es Ergebnisse für Perfluorcarbonsäuren und Perfluoralkylsulfonsäuren. Der überwiegende Anteil der über 6.000 PFAS-Daten wurde in retrospektiven Untersuchungen erarbeitet. Die Zeitreihen gehen bis auf die späten 1980er Jahre zurück. Der besondere Wert der Proben der Umweltprobenbank liegt in der systematischen Probenahme, Probenaufbereitung sowie Langzeitlagerung bei ultratiefen Temperaturen nach aufwendigen Standards durch Fachleute mit langjähriger Erfahrung. Durch die Verwendung von Archivproben aus der Langzeitlagerung für retrospektive Untersuchungen mit einer einheitlichen Analytik kommen besonders vergleichbare Ergebnisse für Trenduntersuchungen zustande.

Aktuell erarbeitet das UBA Risikomanagementoptionen sowohl für langkettige PFAS als auch für kurzkettige PFAS. Langkettige perfluorierte Carbonsäuren (C9, 11-14 PFCA) stehen bereits als besonders besorgniserregende Stoffe auf der REACH Kandidatenliste. Kurzkettige PFAS, Vorläufer der C6 PFCA, bewertet das UBA derzeit im Rahmen von REACH Stoffbewertungen.

Für die laufenden behördlichen Aktivitäten können Ergebnisse der Umweltprobenbank genutzt werden, um die Belastungssituation von Umweltproben mit lang- und kurzkettigen PFAS zu beschreiben. Von besonderem Interesse sind dabei zeitliche Trends in Umweltproben und das Anreicherungsverhalten dieser Stoffe in Nahrungsnetzen. Für PFAS ist bekannt, dass klassische Bewertungskonzepte – wie beispielsweise die Nutzung des Biokonzentrationsfaktors (BCF) ermittelt im Fisch – nicht unbedingt relevant sind, um das Anreicherungsverhalten in Biota zu bewerten. Bei der Bewertung von PFOA wurden z.B. Daten aus dem Human-Biomonitoring und Daten von terrestrischen Lebewesen für die Bewertung der Bioakkumulation herangezogen (<http://echa.europa.eu/de/candidate-list-table/-/dislist/details/0b0236e1807db2ba>).

### PFAS Niveaus und Muster

Die Überwachung der Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) nach gemäß Richtlinie 2013/39/EU erfolgt mit Biotaprobe. In Deutschland gilt die Empfehlung des RAKON-Konzeptes, Filetproben für die Überwachung von Umweltqualitätsnormen zu nutzen. Die Fischfilets der Umweltprobenbank stammen von Brassen aus Binnengewässern sowie von Aalmutter aus den Küstengewässern. In den Brassenproben von Rhein, Elbe, Saar und

Donau dominiert PFOS. Kurz-kettige PFCA und PFSA (C4, C5) sind in den Fischproben nicht nachweisbar. Die Ergebnisse für PFOA sowie für die länger-kettigen PFCA (PFNA, PFDA, PFUnA, PFDoA, PFTrA und PFTeA) und PFDS liegen mit wenigen Mikrogramm pro kg Fischfilet meist im Bereich der Bestimmungsgrenzen oder darunter. In den Filets der Küstenfische (Aalmutter) finden sich vorwiegend PFOS sowie PFDA. In Schwebstoffproben von 2015 sind mit PFBA, PFOS und PFOA drei PFAS nachweisbar; in Dreikantmuscheln aus dem gleichen Jahr sind es PFBA, PFHpA, PFDoA sowie PFOS. In einer Sonderuntersuchung hat die Umweltprobenbank PFCAs und PFASs in Kormoraneiern untersucht, die 2009 in der Haseldorfer Marsch gesammelt wurden. Die Eier enthalten ein breites Spektrum von PFCAs mit der Kettenlänge 4-14 sowie PFASs mit der Kettenlänge 4, 6, 8, 10. Auffällig sind die sehr hohen Konzentrationen der Kormoraneiern mit PFOS sowie die im Vergleich zu den übrigen Umweltproben hohen Konzentrationen mit PFDA. Das Spektrum und die Niveaus für PFAS in den Eiern der Silbermöwe von Nord- und Ostsee ähneln den Konzentrationen der Kormoranproben. Die meisten PFCAs und PFASs lassen sich auch in Rehlebern nachweisen, die von Tieren verschiedener terrestrischer Ökosystemtypen (naturnah, forstlich, stadtnah, agrarisch) stammen. PFOS dominiert die Belastung erneut. Dagegen sind lediglich PFOS und PFBA sicher in Proben von Regenwürmern nachweisbar. In Blattproben von Buche und Pappel findet sich PFBA, PFPeA, PFOA, PFDA, aber nur in wenigen Proben PFOS.

Tabelle 2.9: Zusammenfassung der PFAS Konzentrationen in Brassenproben der Umweltprobenbank (BG: Bestimmungsgrenze)

Gebiet	Bornhöveder Seen	Donau	Elbe	Rhein	Saar	Donau	Elbe	Rhein
Ort	Belauer See	Ulm, Kelheim, Jochenstein	Prossen, Cumlosen, Blankenese	Weil**, Iffezheim, Koblenz, Bimmen	Güdingen, Rehlingen	Ulm, Kelheim, Jochenstein	Prossen, Cumlosen, Blankenese	Weil, Iffezheim, Koblenz, Bimmen
Art	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen
Matrix	Filet	Filet	Filet	Filet	Filet	Leber	Leber	Leber
Zeitraum*	1997-2015	2003-2015	1995-2015	1995-2015**	1995-2015	2003-2009	1995-2009	1995-2009
PFBA								
PFPA								
PFHxA		<BG	<BG	<BG	<BG			
PFHpA		<BG	<BG	<BG	<BG			
PFOA	<BG	<BG - 1,6	<BG	<BG	<BG	<BG- 6,8	<BG	<BG
PFNA	<BG	<BG-0,2	<BG-0,05	<BG-0,1	<BG-0,05	<BG- 3,69	<BG - 2,5	<BG
PFDA	<BG	1,2 - 2,99	0,1 – 2,57	0,2 - 2,53	0,2 - 1,3	1,01 - 16,4	1,76 - 11,6	1,32 – 10,9
PFUnA***	0,06 - 0,18	0,28-2,12	0,23-1,52	0,26-1,69	0,06-0,77	1,42 - 8,07	1,33-8,4	1,54 – 8,13
PFDoA	0,025 - 0,07	0,16-2,01	0,12-1,48	0,2-2,13	0,25-2,05	1,19 - 8,84	0,62-7,48	1,04 - 7,6
PFBS	<BG	<BG	<BG	<BG-1,5	<BG-0,1	<BG	<BG	< BG
PFHxS	<0,05	<BG - 0,16	0,025-1,61	0,09-0,89	0,1-0,91	0,84 - 2,42	0,36 – 4,04	2,09 - 6,68
PFHpS	<0,05	<0,05 - 0,07	<0,05-0,11	0,05-0,34	0,05-0,23	0,28 - 0,92	0,16 – 2,06	0,88 - 1,77
PFOS	0,6 - 1,41	3,6- <b>33,1</b>	<b>9,4-91</b>	<b>17,6-70,3</b>	4,5- <b>26,9</b>	16,3 - 367,9	113,2 - 496	199,3 - 467,5

Gebiet	Bornhöveder Seen	Donau	Elbe	Rhein	Saar	Donau	Elbe	Rhein
Ort	Belauer See	Ulm, Kelheim, Jochenstein	Prossen, Cumlosen, Blankenese	Weil**, Iffezheim, Koblenz, Bimmen	Güdingen, Rehlingen	Ulm, Kelheim, Jochenstein	Prossen, Cumlosen, Blankenese	Weil, Iffezheim, Koblenz, Bimmen
Art	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen	Brassen
Matrix	Filet	Filet	Filet	Filet	Filet	Leber	Leber	Leber
Zeitraum*	1997-2015	2003-2015	1995-2015	1995-2015**	1995-2015	2003-2009	1995-2009	1995-2009
PFDS	<BG	<BG - 0,61	<BG-0,28	0,07-1,15	<BG-0,84	0,24 - 3,63	0,41 – 1,22	0,98 - 5,97
PFOSA		0,07 - 2,89	0,3-6,51	0,4-5,21	0,4-3,45	0,87 - 8,74	2,26 – 15,7	3,64-31,88

\*\* Weil 1995-2009, \*\*\* bis 2009, Fettdruck: Überschreitung der UQN von 9,1 µg/kg für PFOS im Filet

*Tabelle 2.10: Zusammenfassung der PFAS Konzentrationen in Schwebstoff- und Kormoranproben aus Binnengewässern sowie Küsten- und terrestrischen Flächen*

Gebiet	Binnen- gewässer	Binnengewässer	Elbe	Nord- und Ostseeküste	Nord- und Ostseeküste	Terrestrik	Terrestrik
Ort	Rehlingen, Cumlosen, Bimmen, Jochenstein, Blankenese	Rehlingen, Cumlosen, Bimmen, Jochenstein, Blankenese	Haseldorf	Jadebusen, Meldorfer Bucht, Darßer Bodden	Mellum, Trischen, Heuwiese	versch. Ökosystem-typen	versch. Ökosystem-typen
Art	Schwebstoff	Dreikantmuschel	Kormoran	Aalmutter	Silbermöwe	Reh	Regenwurm
Matrix	Schwebstoff	Weichkörper	Ei	Filet	Ei	Leber	
Zeitraum	2015	2015	2009	2003-2015	1986-2015	1991-2014	1990-2015
PFBA	<BG-2,1	0,9-2,8	0,58	<BG	0,25 - 1,25	0,25 -9,3	<BG-3,7
PFPA	<BG		1,75	<BG		0,1-0,56	<BG
PFHxA	<BG	<BG	0,3	<BG	0,05 - 0,25	0,05 - 0,68	<BG
PFHpA	<BG	<BG-0,4	0,25	<BG	<BG – 2,6	<BG-0,52	<BG
PFOA	<BG-0,4	<BG	1,35	<BG-0,2	0,86 – 74,4	0,05 – 3,2	<BG
PFNA	<BG	<BG	3,57	<BG-0,4	0,25 - 6,95	0,25 – 4,26	<BG
PFDA	<BG	<BG	17,07	0,08-0,2	0,78 – 10,9	<BG-1,56	<BG
PFUnA			8,52		0,7 – 10,5	< BG-0,25	
PFDoA	>BG-0,4	<BG-0,4	2,69	<BG	0,25 – 5,36	< BG -1,73	<BG
PFBS	<BG	<BG	0,3	<BG	0,073 - 1,12	< BG	<BG
PFHxS	<BG	<BG	5	<BG	0,25 – 14,15	0,25 – 1,95	<BG-0,4
PFHpS			1,4	<BG	0,25 – 3,83	<BG-0,5	
PFOS	<BG-1,3	<BG-0,7	550,2	<BG-1,1	19,9 – 170,3	0,44-67,5	0,4-6,4
PFDS	<BG	<BG	0,517	<BG	<BG- 1,87	< BG – 2,48	<BG
PFOSA				0,05-1,7	<BG-0,5		

### 3. Umweltgefährdungspotenzial

PFAS werden während des gesamten Lebenszyklus in die Umwelt emittiert, d. h. von der Herstellung der Chemikalien, über den Einsatz bei der Fluorpolymerherstellung oder der Verwendung der PFAS-haltigen Produkte bis hin zur Entsorgung. PFAS emittieren auch aus den fluortelomerbasierten Polymeren (s. 1.3). Die polyfluorierten Monomere (z.B. polyfluorierte Acrylate) werden dabei nicht zu 100% an das Polymer gebunden. Die freien Monomere werden so während des Lebenszyklus in die Luft emittiert und zu perfluorierten Endprodukten abgebaut. Auch kovalent gebundene Seitenketten brechen möglicherweise im Laufe der Zeit vom Polymer ab, was zu einer zusätzlichen Emissionsquelle führt.

Generell können polyfluorierte Chemikalien in der Umwelt sowohl biotisch als auch abiotisch zu den perfluorierten Chemikalien transformiert werden. Die perfluorierten Chemikalien sind jedoch persistent. Werden PFAS einmal in die Umwelt eingetragen, verbleiben sie dort für sehr lange Zeit (European Chemicals Agency, 2015).

Insbesondere PFAS mit einer langen Kohlenstoffkette, reichern sich bevorzugt im Organismus und entlang der Nahrungskette an. Darüber hinaus ist von einigen PFAS bekannt, dass sie toxisch wirken. Es gibt außerdem Hinweise auf endokrine Wirkungen einiger PFAS.

PFAS mit einer kurzen Kohlenstoffkette reichern sich nach dem derzeitigen Erkenntnisstand weniger im Organismus an, sind jedoch mobiler und können somit schneller Grund- und Rohwasser verunreinigen. Zur toxikologischen Bewertung von kurzkettigen PFAS fehlen Informationen, z.B. zur Reproduktionstoxizität oder zu endokrinen Wirkungen.

PFAS werden auch durch Flüsse und globale Meeresströmungen sowie die Bildung mariner Aerosole über weite Entfernungen transportiert und global verteilt (Kowalczyk 2014). Sogar in entlegenen Gebieten wie der Arktis und in den dort lebenden Tieren werden diese Verbindungen gefunden.

Adsorbierbare PFAS reichern sich im Klärschlamm an. Wird dieser Klärschlamm in der Landwirtschaft auf den Boden aufgebracht, können die Chemikalien mit der Zeit in angrenzende Oberflächengewässer ausgeschwemmt werden, von Pflanzen aus dem verunreinigten Boden aufgenommen werden oder ins Grundwasser versickern (European Chemicals Agency, 2015; Felizeter et al., 2014; Gellrich et al., 2012).

Im Blickpunkt der Öffentlichkeit steht besonders der umweltoffene Einsatz von fluorhaltigen Feuerlöschschäumen, der zu erhöhten PFAS-Gehalten in der Umwelt und zu Verunreinigung von Boden, Grundwasser und Oberflächengewässern führt.

Flüchtige PFAS, zum Beispiel aus Imprägniersprays verteilen sich zudem über Luftströmungen in die Atmosphäre (Wang et al., 2015). PFAS können daneben an Partikel adsorbieren und so über weite Strecken in der Luft transportiert werden. Über Niederschlagsereignisse gelangen diese PFAS dann ebenfalls in Boden und Gewässer.

#### 3.1 Klärschlamm

Bisher liegen wenige Daten zum Transport speziell von kurzkettigen PFAS in Boden und Grundwasser vor. Mehrere Studien berichten über ein hohes Verlagerungspotential von kurzkettigen PFAS in Böden (Lindström et al., 2011; Sepulvado et al., 2011; Gellrich et al., 2012). PFAS mit drei- bis 5 fluorierten C-Atomen werden dabei wenig oder gar nicht zurückgehalten während Verbindungen mit 6- bis 7 fluorierten C-Atomen geringfügig verzögert verlagert werden (Gellrich et al., 2012). In Untersuchungen in Laborbodensäulen zeigte sich zudem ein Einfluss der simulierten Niederschlagsintensität, die mit der Auswaschung von Perfluorobutansäure (PFBA) korreliert war. Darüber hinaus zeigte sich, dass längererkettige PFAS oder andere lipophile Substanzen die kürzererkettigen PFAS von den Sorptionsplätzen verdrängen und dadurch deren Verlagerung begünstigen.

Ein weiterer Eintragungspfad in Boden und Grundwasser ist die Auswaschung aus aufgebrachtem Klärschlamm. Im Klärschlamm wurde eine Verzögerung der Freisetzung (Retentionsmechanismen) von kurzkettigen PFAS in Abhängigkeit vom Gehalt an organischem Kohlenstoff (Corg) beobachtet (Gellrich et al., 2012). Ferner korreliert die Auswaschung von kurzkettigen

PFAS mit der verstrichenen Zeitspanne seit dem letzten Ausbringungszeitpunkt (Lindström et al., 2011). Die Menge an ausgebrachtem Klärschlamm zeigt jedoch keinen eindeutigen Einfluss auf die Auswaschung: einerseits wurde von einer erhöhten Auswaschung ins Grundwasser mit steigenden Ausbringungsraten berichtet (Lindström et al., 2011), andererseits wurden bei einer erhöhten Belegung keine höheren Bodenkonzentrationen gefunden (Seplvado et al., 2011).

Im gesättigten Filtersanden und ohne Anwesenheit von organischer Substanz erfahren kurzkettige PFAS keinen Rückhalt (Vierke et al., 2014). Bei langkettigen PFAS wurde der Corg-Gehalt als sorptionsbegünstigender Faktor identifiziert (Ahrens et al., 2010). Darüber hinaus zeigte sich eine Verbesserung der Sorption an der organischen Substanz bei sinkendem pH-Wert sowie steigenden Calciumkonzentrationen (Higgins and Luthy, 2006). Inwiefern sich diese Faktoren auch bei kurzkettigen PFAS als retentionsbegünstigend herausstellen ist bislang unklar.

### 3.2 Böden

Das Umweltgefährdungspotenzial von PFAS in Böden realisiert sich über die relevanten Transferpfade und die betroffenen Schutzgüter. Im Hinblick auf den Bodenschutz sind vor allem die Wirkungspfade Boden-Grundwasser und Boden-Pflanze relevant. Böden können entsprechend als Senke oder als Quelle für PFAS fungieren.

Dabei sind zwei unterschiedliche Kontaminationsszenarien zu berücksichtigen: Einerseits das Auftreten in punktförmigen Quellen in Folge von Handhabungsverlusten und altlastbedingten Kontaminationsschwerpunkten, andererseits als Sekundärkontaminationen und Depositionen von PFAS-belasteten Materialien auf Böden. Ein maßgeblicher Eintrag resultiert aus dem Aufbringen von schadstoffbelasteten Materialien, durch Klärschlämme, Komposte und andere Bodenverbesserungsmittel.

In den Bundesländern existiert derzeit keine flächendeckende Erhebung zu PFAS-Verdachtsflächen. In den Bundesländern NW, RP, SH, BW BY, liegt zumindest eine Übersicht über bereits bekannte Schadensfälle und punktförmige Konzentrationen in Boden und Grundwasser bedingt durch den Einsatz von Feuerlöschschäumen vor. Andere branchentypische PFAS-Kontaminationen auf altlastverdächtigen Flächen werden wegen der fehlenden systematischen Erfassung von den Bundesländern nur punktuell gemeldet und sind eher die Ausnahme.

Die Nutzung von PFAS-haltigen Löschschäumen, die schon seit langer Zeit keinem Zulassungsverfahren mehr unterliegen, war für die vorgenannten Bundesländer das Initial für konkrete Untersuchungen. Durch den langjährigen Einsatz von Feuerlöschschäumen liegen auf Flughäfen, Feuerwehrräumen und Standorten, auf denen im Zuge von umfangreichen Löscharbeiten PFAS-haltige Feuerlöschschäume zum Einsatz kamen, erhebliche punktuelle Konzentrationen in Böden, Grundwasser und Oberflächengewässern mit PFAS (insbesondere PFOS (Perfluorooctansulfonsäure) und PFHxS (Perfluorhexansulfonsäure)) vor. Die Feuerwehr setzt PFAS-haltige Feuerlöschschäume vor allem bei Flüssigkeitsbränden ein.

Ende 2015 waren in NW 69 Fälle mit nachgewiesener PFAS-Belastung in Boden und Grundwasser bekannt. Diese Fälle verteilen sich auf 23 Kreise bzw. kreisfreie Städte. Ca. 64 % wurden durch Feuerlöschschäume (Brandschäden, Feuerwachen, Feuerlöschübungen) bzw. vermutlich durch Feuerlöschschäume verursacht. In ca. 13 % liegt die Ursache in Galvanikstandorten. In 7 Fällen ist die Ursache eine Materialaufbringung oder Klärschlammablagerung, in weiteren 5 Fällen ist die Ursache noch unbekannt. Weiterhin wurden in NW zwei Schäden durch Deponien und jeweils ein Schaden durch Rieselfelder oder Textilstandorte gemeldet.

In NW erfolgte eine anlassbezogene Bodenuntersuchung von 2008 bis 2010 im Zusammenhang mit unsachgemäßer Aufbringung PFAS-haltiger Materialien auf Ackerflächen im Bereich von Möhne und Ruhr.

Regionale Fälle in BW und NW lassen erwarten, dass ein Verdacht auf flächenhafte PFAS-Kontaminationen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht ausgeschlossen werden



kann. Die bundesweite Dimension dieser Verdachtsstandorte ist noch weitgehend unbekannt, die vorliegenden Einzelfälle lassen bislang keinerlei Dimensionsabschätzung zu, legen aber das Erfordernis einer systematischen Erfassung nahe.

Auf eine detaillierte Darstellung der fachlichen Grundlagen zu den poly- und perfluorierten Chemikalien (PFAS) in Böden in Anhang A des Berichtes „Boden- und Grundwasserkontaminationen mit PFC bei altlastenverdächtigen Flächen und nach Löschmitteleinsätzen“ (Projekt –Nr. B 4.14 Länderfinanzierungsprogramm „Wasser, Boden, Abfall“) wird verwiesen.

### **3.2.1 Pfad Boden – Grundwasser**

PFAS haben eine hohe Relevanz für den Wirkungspfad Boden-Grundwasser, der durch die Übernahme von 7 hinreichend sicher abgeleiteten GFS-Werten für PFC als Prüfwerte in den E der BBodSchV Rechnung getragen wurde (s. 5.1.4 und 5.1.6).

Kurzkettige, schlechter sorbierende PFAS werden aus Böden grundsätzlich schneller freigesetzt und ins Grundwasser verlagert als langkettige PFC. Das Verhalten der PFC in Böden hängt neben der Kettenlänge der PFAS primär vom Gehalt an Corg in den Böden ab (s. auch 3.2).

Während in der ersten Zeit nach Schadenseintritt kurzkettige, mobile Verbindungen ins Grundwasser verlagert werden, werden zu einem späteren Zeitpunkt auch Verbindungen wie PFOA verstärkt im Unterboden und im Eluat nachgewiesen. Dies bestätigte sich u.a. bei den Schadensfällen in Mannheim, Baden-Württemberg (s. Kapitel 2.6). Langkettige PFAS ab C>10 werden im Grundwasser aufgrund ihrer Lipophilie und ihrer Bindung an den organischen Kohlenstoff im Oberboden nicht mehr gefunden.

### **3.2.2 Pfad Boden-Pflanze**

PFAS können auch durch Aufnahme aus dem Boden in Pflanzen in die Nahrungskette gelangen und sich dort anreichern. Untersuchungen zum Transfer von PFAS aus Böden in Pflanzen haben belegt, dass Pflanzen grundsätzlich PFAS aus Böden aufnehmen können (Differenzierung s. u.). Der Wirkungspfad Boden – Nutzpflanze kann auch dann relevant sein, wenn PFAS-verunreinigtes Grundwasser zu Bewässerungszwecken auf landwirtschaftlich genutzten Flächen eingesetzt wird.

Obwohl die Länderabfrage durch das BMU diesen Wirkungspfad nicht berücksichtigte, werden der bisherige Wissenstand und die uns aus vergangenen Untersuchungen vorliegenden wenigen Daten (Anlage 3a) hier dargestellt:

Folgende Schadstoffübergänge sind möglich:

- Boden – Nutzpflanze (auf Ackerbauflächen und in Nutzgärten),
- Boden – Nutzpflanze Tier – Mensch sowie
- Boden – Pflanze auf Ackerbauflächen( Wachstumsbeeinträchtigungen bei Kulturpflanzen).

Die Aufnahme und Anreicherung in Pflanzen hängt von

- den chemisch-physikalischen Eigenschaften der PFAS,
- dem Konzentrationsniveau der PFAS im Boden
- der Pflanzenart,
- den Bodeneigenschaften (Bodenart, Gehalt organischer Substanz, pH-Wert, auch Salinität),

sowie von klimatischen Faktoren wie z.B.

- Temperatur
- Niederschlagsmenge

ab.

PFAS werden aus der Bodenlösung mit dem Wasser über die Wurzel aufgenommen sowie innerhalb der Pflanzen weitertransportiert und in oberirdische Pflanzenteile eingelagert (systemische Aufnahme).

Dabei bestehen vor allem durch die Kettenlänge Unterschiede zwischen den einzelnen Substanzen. Bisherige Untersuchungen haben gezeigt, dass PFAS bis zu 8 C-Atomen hoch mobil und gut wasserlöslich sind. Kurzkettige PFAS werden daher besser und schneller ins Grundwasser verlagert und in Pflanzen aufgenommen als langkettige PFAS. Die Auswertung der aktuellen Berichte ergab, dass vor allem kurzkettige Verbindungen wie PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFBS und PFHxS in Pflanzen gefunden wurden. Aber auch für PFOA und PFOS liegen Befunde in Pflanzen vor.

Langkettige PFAS sind weniger mobil und wasserlöslich, können sich aber an Bodenpartikeln und, wie Gefäßversuche gezeigt haben, an Pflanzenwurzeln anlagern und letztlich auch in diese aufgenommen werden (LABO 2015).

In Gefäßversuchen wurde unter anderem erkannt, dass mit steigendem pH-Wert der Bodenlösung auch die Löslichkeit der PFAS (bei pH 7 am höchsten) steigt. Auch steigende Temperaturen und erhöhte Salinität von Böden können die Aufnahme von PFAS in Pflanzen fördern. In den in der nationalen und internationalen Literatur publizierten Ergebnissen von Gefäßversuchen wurde nachgewiesen, dass die Aufnahme und Einlagerung von PFOS und PFOA in die vegetativen Teile von Pflanzen (Blätter) insgesamt höher ist als die Umlagerung in die Speicherorgane von Kulturpflanzen (LABO 2015, Stahl et al., 2009). Im Stroh von Weizen wurden höhere Gehalte als im Korn festgestellt (Stahl et al., 2009) (s. Anlage 3a).

Aus Freilandversuchen im Hochsauerland 2007 und 2008 (Weinfurtner et al., 2009) sowie aus Gefäßversuchen (Stahl, 2009) ist bekannt, dass auch das Konzentrationsniveau der PFAS in Böden einen Einfluss auf die Aufnahme der PFAS (in diesem Fall PFOS und PFOA) in Kulturpflanzen hat. Mit zunehmender Konzentration im Boden stieg in diesen Versuchen auch die Pflanzenaufnahme. In den Gefäßversuchen zeigten sich zudem Wachstumsbeeinträchtigungen (geringere Wuchshöhen, Nekrosen) bei Hafer, Kartoffeln, Weidelgras und Sommerweizen (Stahl et al., 2009). Bei den gleichen Untersuchungen wurden die stärksten Anreicherungen von PFOS und PFOA bei Weidelgras beobachtet, wobei PFOS in höher belasteten Böden stärker angereichert wurde als PFOA. Dies wurde auch durch die Gefäßversuche in Hessen von Stahl et al., 2009 bestätigt.

Die im Projekt im Hochsauerland 2007 und 2008 berechneten Transferfaktoren Boden-Pflanze waren für PFOS und PFOA bei Weidelgras gegenüber Weizenkorn, Silomais und Kartoffeln am höchsten. Eine Aufnahme von PFAS in Pflanzen über den Luftpfad und die Kontamination durch anhaftende Schmutzpartikel konnte für den Versuchszeitraum ausgeschlossen werden.

Auch die in Baden-Württemberg (Nordbaden/Rastatt) im Rahmen des Vorerntemonitoring 2016 durchgeführten Pflanzenuntersuchungen bestätigten, dass die Aufnahme von PFAS in Ackerfutter und Heu besonders problematisch zu sehen ist, da alle vegetativen Pflanzenteile PFAS stark aufnehmen (Regierungspräsidium Karlsruhe 2016). Hinzu kommt die nahezu unvermeidliche Verschmutzung von Grünlandaufwuchs durch Boden. Eine Anreicherung entlang der Nahrungskette über kontaminierte Futterpflanzen ins Tier und über tierische Lebensmittel bis hin zum Menschen kann daher nicht ausgeschlossen werden.

Untersuchungen des Chemischen und Veterinäruntersuchungsamt (CVUA) Freiburg in den Jahren 2014 und 2015 stellten u.a. fest, dass die in den Leberproben festgestellten Gehalte typisch für Rind und Wildschwein sind. In der Leber von langlebigen Tieren kommt es zur Anreicherung von langkettigen PFAS (wichtige Vertreter PFOS und PFOA) (Radykewicz, 2015).

Die landwirtschaftlichen Überwachungsmaßnahmen in Nordbaden/Rastatt (BW) von Nutzpflanzen zeigen, dass einige Feldfrüchte die im Rahmen der Vorsorge in BW abgeleiteten Beurteilungswerte für das Inverkehrbringen von Lebensmitteln für PFAS (s.u. Regulierung in Vorbereitung – Lebensmittelrecht) überschritten. In den Früchten wurden hauptsächlich die niedrig fluorierten und mobilen PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA nachgewiesen. Die höchsten

Gehalte waren im Regelfall bei PFBA und PFPeA vorhanden. Eine Verbindung zwischen den Bodengehalten oder - eluaten und der Speicherung in den Feldfrüchten war nicht möglich (Reinhard, Müller 2016). Das Umweltministerium in BW (Frau Dr. Ungermann) bestätigte auf Nachfrage mit Mail vom 21.3.2017, dass keine Korrelationen zwischen Bodengehalt PFAS und Pflanzengehalt PFAS hergestellt werden könne.

Aus den Ergebnissen des Vorerntemonitorings auf den belasteten Flächen in Nordbaden 2015/2016 wurden einige beispielhafte Hinweise im Hinblick auf die Aufnahme von PFAS in Nutzpflanzen gegeben:

- Spargel nahm nur bei höheren Temperaturen PFAS auf.
- Erdbeeren nahmen nur bei hohen Beregnungsgaben mit belastetem Grundwasser PFAS auf.
- Sommerhafer, Wintergerste und Raps nahmen PFAS nur in geringem Maße auf.
- Triticale nahm auf mittleren bis stark belasteten Flächen besonders viel PFAS auf.
- Weizen nahm viel PFAS auf, selbst wenn die Böden nur gering belastet sind.

Sortenunterschiede konnten bisher nicht ermittelt werden (Regierungspräsidium Karlsruhe, 2016).

Bislang gibt es zu wenige Untersuchungen, vor allem im Freiland, um zu gesicherten quantitativen und qualitativen Aussagen zum PFAS-Transfer Boden – Nutzpflanze zu kommen. Vor allem die Faktoren, welche die PFAS-Aufnahme in Pflanzen im Feld beeinflussen sind äußerst vielfältig und bislang wissenschaftlich noch nicht vollständig erforscht (s. unter 7. Forschungsbedarf). Die Klärung der offenen Fragen zur Aufnahme von PFAS durch Nutzpflanzen ist einerseits aus Sicht des Bodenschutzes dringend notwendig, gleichzeitig aber auch deshalb von Bedeutung, da die weitere landwirtschaftliche Nutzung von PFT-belasteten Flächen davon abhängt (s. unter 7. Forschungsbedarf).

## **4. Einschätzung zur Dimension der Umweltbelastung**

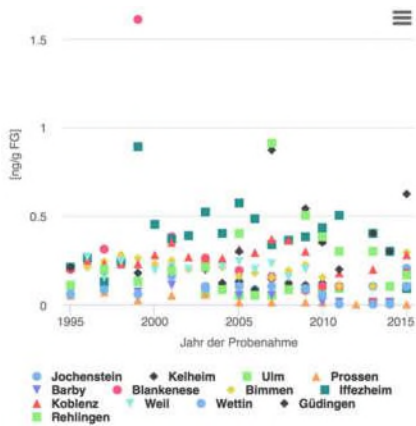
### **4.1 Trendbetrachtung basierend auf der Datenlage der Umweltprobenbank**

#### **4.1.1 Binnengewässer**

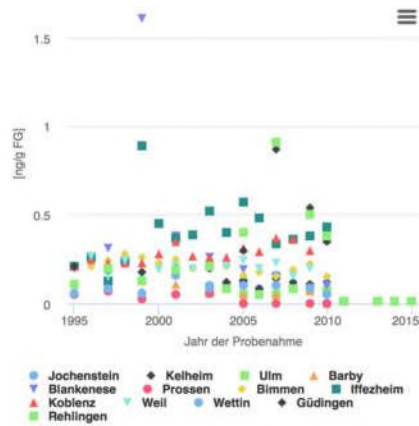
Die Trends der Konzentrationen von PFOS in Brassensproben der Umweltprobenbank von Rhein, Donau und Elbe sowie ausgewählter Zuläufe gehen seit den 1990er in der Regel zurück. Lediglich am Oberrhein sind zunehmende Trends zu beobachten. Diese Entwicklung setzt sich entlang des Rheins nicht fort. Die zeitliche Entwicklung in Fischen von Iffezheim ist ungerichtet. Am Niederrhein nehmen die Konzentrationen seit etwa 2000 signifikant ab. Die PFOS Konzentration in Fischen von Elbe und Donau verläuft anders, sie verringert sich seit dem Beginn der Messungen kontinuierlich mit einem linearen Trend. Lediglich in Blankensee gibt es eine nicht-lineare Entwicklung mit den höchsten Konzentrationen in Fischen aus den späten 1990er Jahren.

Die Trends für PFDS in Donaufischen folgen einem linear abnehmenden Trend. Dagegen sind die PFDS Trends in Elbe, Rhein und Saar nicht-linear. Die höchsten Konzentrationen treten dort in Fischen der frühen 2000er Jahre auf, seitdem sind sie rückläufig. Die Trends der Konzentrationen der Fische mit PFDA und PFDoA sind ebenfalls nicht-linear: Bei Brassens stiegen sie bis etwa 2010 an, seitdem werden rückläufige Konzentrationen gemessen. Die Trendentwicklung für PFHxS ist unklar. PFHxA ist in den Fischproben der letzten fünf Jahre nicht mehr oberhalb der Bestimmungsgrenzen nachweisbar.

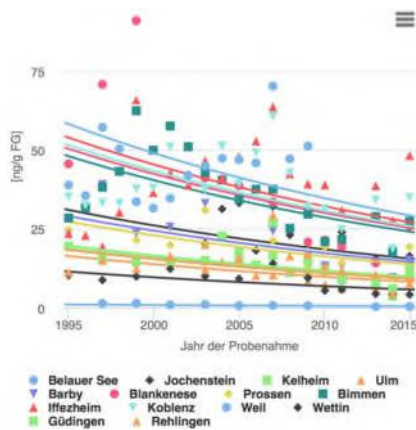
### PFHxS, Brassenfilet



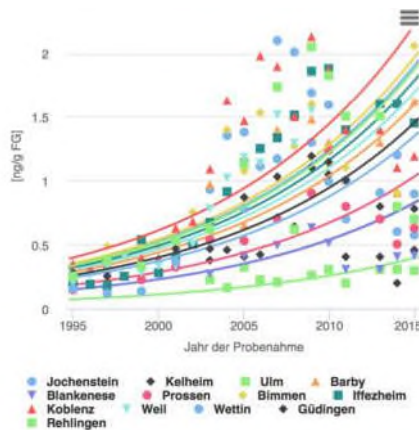
### PFHxA, Brassenfilet



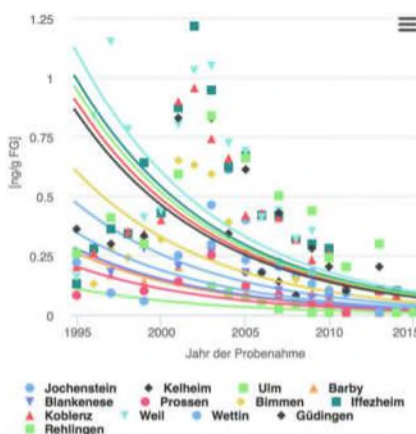
### PFOS, Brassenfilet



### PFDoA, Brassenfilet



### PFDS, Brassenfilet



### PFDA, Brassenfilet

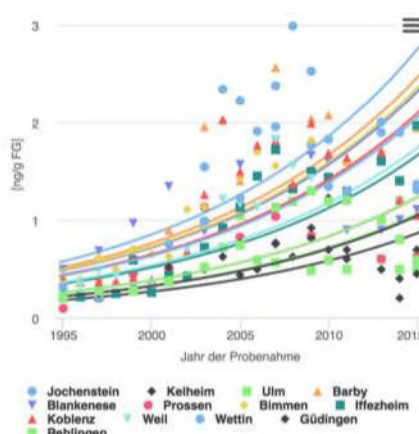


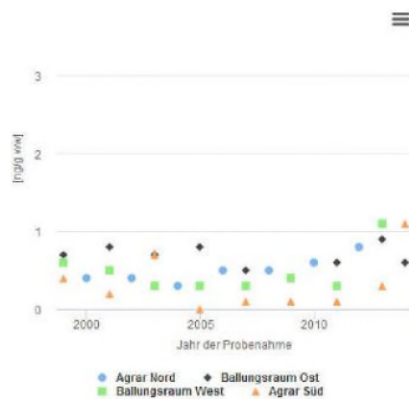
Abb.4.1: Darstellung des funktionalen Zusammenhangs zwischen dem Jahr der Probenahme und den Messdaten. Zusätzlich werden logarithmisch-lineare Trendkurven dargestellt, die allerdings nur explorativen Charakter haben. In vielen Fällen bestehen die Trends sowohl aus ansteigenden wie sinkenden Teilabschnitten.

## 4.1.2 Terrestrische Systeme

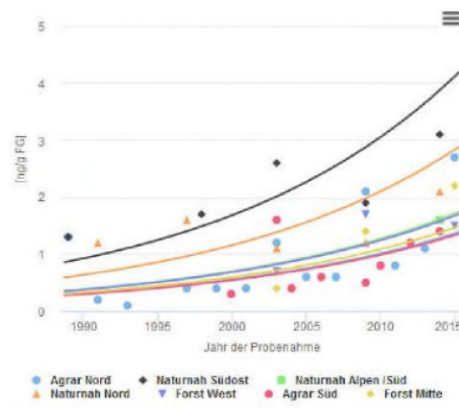
In Pappel- und Buchenblättern sind kurzzeitige PFBA nachweisbar, die sonst in den tierischen Biotaprobenn lediglich in den Dreikantmuscheln (einmalige Untersuchung) sowie Regenwürmern und einzelnen Rehleberproben bestimmbar waren. Bei PFBA in Blättern deutet sich eine Tendenz zur Zunahme an, die durch weitere Untersuchungen abgesichert werden muss. In Regenwürmern findet sich neben PFBA-Nachweisen mit unklarer zeitlicher Entwicklung auch PFOS mit linear abnehmenden Trends an allen vier terrestrischen Flächen (Ballungsräume Saarbrücken und Halle-Leipzig sowie agrarisch geprägte Flächen im Norden und Süden von Deutschland).

In Rehlebern zeigen sich in den übergreifende Abnahmen für PFOS mit meist nicht-linearer Trendentwicklung und einem Scheitelpunkt um das Jahr 2000. Eine vergleichbare Entwicklung – zeitlich etwas später einsetzend - gibt es bei PFOA. Dagegen sind die Konzentrationen von PFHxS und PFHxA ungerichtet. Die Konzentrationen von PFDA und PFDoA steigen an, die Spitzenkonzentrationen im nicht-linearen Verlauf liegen zwischen 2005 und 2010.

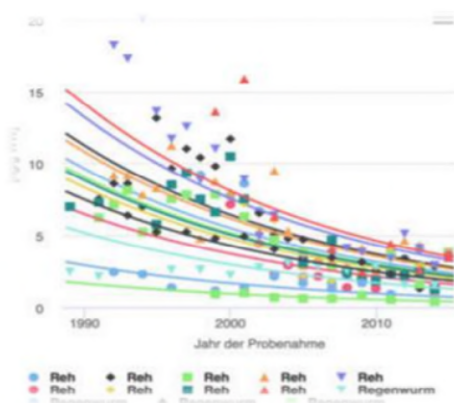
PFBA, Regenwurm



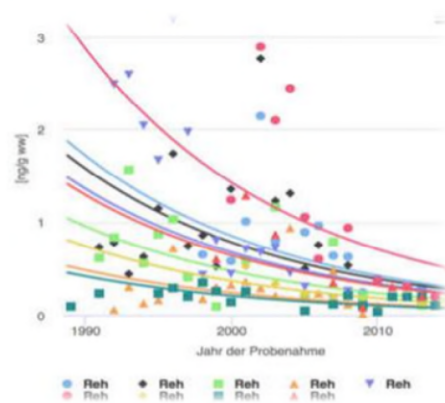
PFBA, Blätter



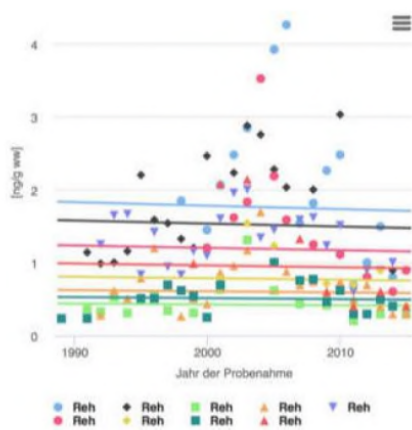
PFOS, Rehleber



PFOA, Rehleber



## PFNA, Rehleber



## PFDA, Rehleber

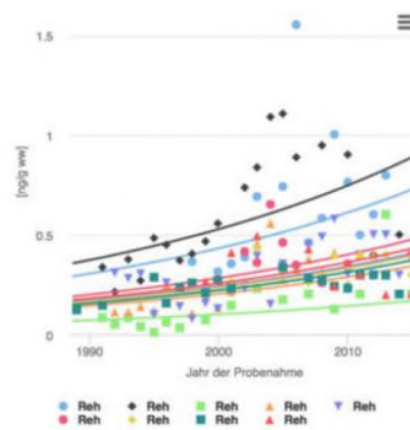


Abb.4.2: Darstellung des funktionalen Zusammenhangs zwischen dem Jahr der Probenahme und den Messdaten. Zusätzlich werden logarithmisch-lineare Trendkurven dargestellt, die allerdings nur explorativen Charakter haben. In vielen Fällen bestehen die Trends sowohl aus ansteigenden wie sinkenden Teilabschnitten.

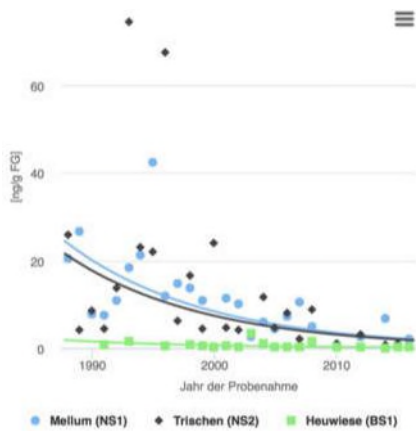
### 4.1.3 Küstenraum

In Eiern der Silbermöwen der Nordseeinseln Trischen und Mellum nehmen die PFOS-, PFOA- sowie PFHxA-Konzentrationen ab, der Trend für PFNA ist ungerichtet. Die PFOS Trends sind nicht-linear und durch Abnahmen in den letzten 15 Jahren geprägt. Die Konzentration in den Vogeleiern mit PFOA und PFHxA nimmt im gesamten Beobachtungszeitraum stetig ab. Dagegen steigen die Konzentrationen der langkettigen Verbindungen PFDA sowie PFDoA in den Eiern der Nordseemöwen an.

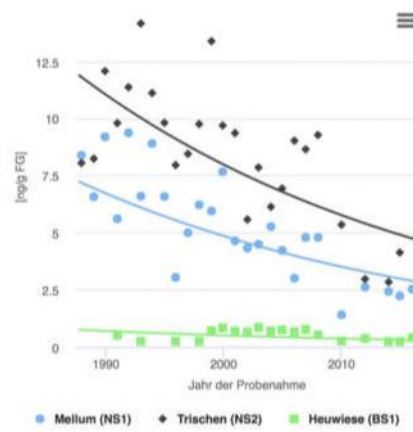
Ein etwas anderes Bild ergibt sich für die Möweneier der Ostseeinsel Heuwiese. Dort ist über den gesamten Beobachtungszeitraum keine klare Verringerung der PFOS Konzentration sichtbar. Die zeitliche Entwicklung der PFOA Konzentration folgt – anders als in der Ostsee – keinem signifikantem Trend. Dagegen steigen die Konzentrationen von PFNA, PFDA sowie PFDoA in den Möweneiern bis zum Ende der 2000er Jahre an und etablieren sich dann auf diesem Niveau.

Für Proben der Aalmutter, die an zwei Flächen der Nordseeküste sowie dem Darß an der Ostseeküste gefangen werden, liegen Trendauswertungen für die letzten zehn Jahre vor. Für PFOS gibt es keine gerichtete Entwicklung bei einem insgesamt niedrigen Konzentrationsniveau.

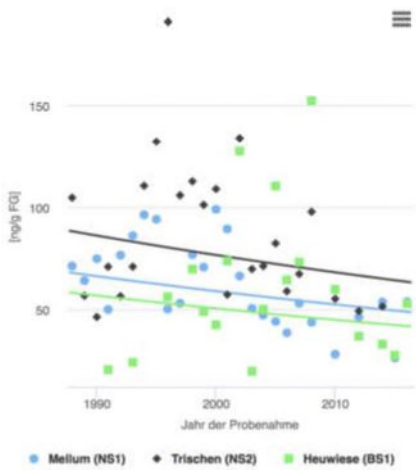
### PFOA, Silbermöhenei



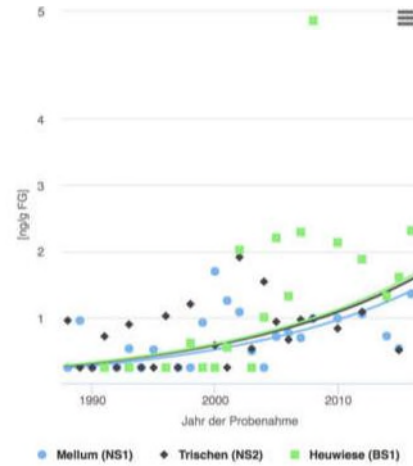
### PFHxA, Silbermöhenei



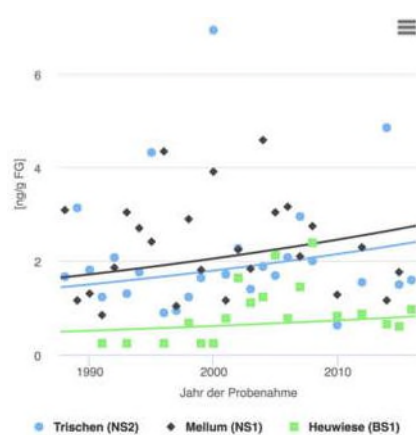
### PFOS, Silbermöhenei



### PFDoA, Silbermöhenei



### PFNA, Silbermöhenei



### PFDA, Silbermöhenei

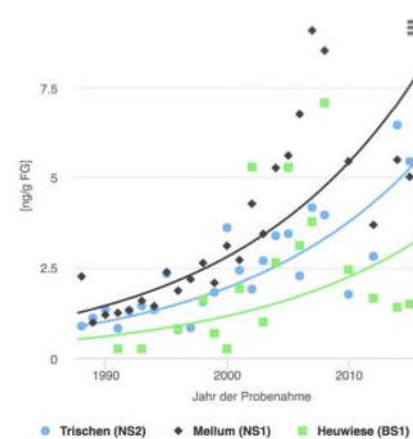


Abb.4.3: Darstellung des funktionalen Zusammenhangs zwischen dem Jahr der Probenahme und den Messdaten. Zusätzlich werden logarithmisch-lineare Trendkurven dargestellt, die allerdings nur explorativen Charakter haben. In vielen Fällen bestehen die Trends sowohl aus ansteigenden wie sinkenden Teilabschnitten.

## 4.2 Einschätzung der Dimension der Belastung der Fließgewässer

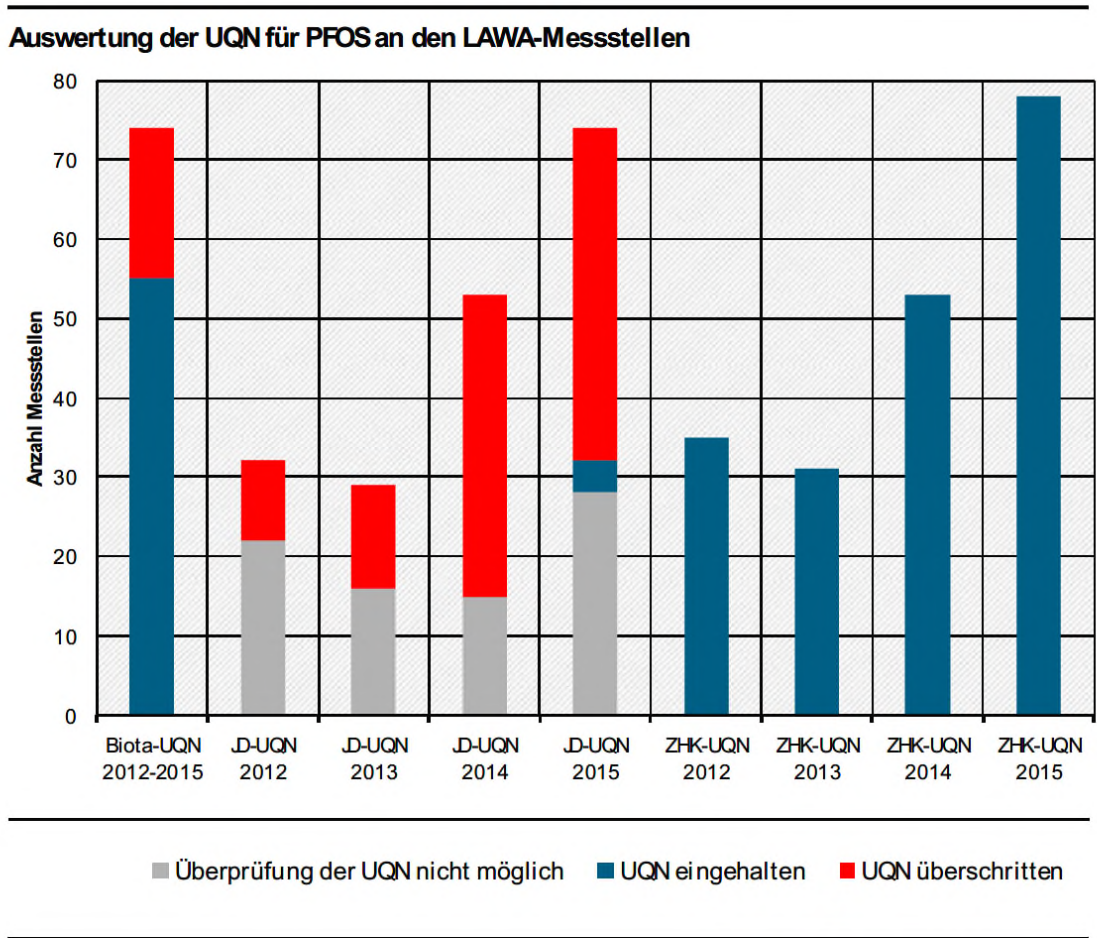
Von den PFAS-Verbindungen sind nur PFOS und seine Derivate gesetzlich in der OGewV geregelt (s. Kapitel 3). Nur in Thüringen erfüllt das Analyseverfahren für PFOS (Gesamtwasserproben) hinsichtlich der JD-UQN in Höhe von 0,00065 µg/l die Anforderungen der Anlage 9 der OGewV: „Die Bestimmungsgrenzen der Analysenmethoden betragen höchstens 30 Prozent der jeweiligen Umweltqualitätsnorm.“ (s. Tabelle 2.1 und Abbildung 4.4). In allen anderen Bundesländern liegt die Bestimmungsgrenze bei Einsatz „der besten verfügbaren Technik, die keine übermäßigen Kosten verursacht“ (OGewV), über der JD-UQN. Auch für die Biota-UQN (9,1 µg/kg Frischgewicht) wird die Anforderung an die Bestimmungsgrenze nicht in allen Bundesländern erfüllt, aber in allen Bundesländern liegt die Bestimmungsgrenze unter der Biota-UQN. Die Anlage 8 der OGewV fordert: „Sind für einen Stoff Biota-UQN und JD-UQN für die Gesamtwasserphase vorgesehen, darf die JD-UQN der Einstufung nur zugrunde gelegt werden, wenn die Erhebung von Biotadaten nicht möglich ist.“ Diese beiden gesetzlichen Vorgaben sind bei der Auswertung der Untersuchungsergebnisse zu beachten.

An den LAWA-Messstellen wird an rund 26 % der Messstellen die Biota-UQN überschritten (s. Abbildung 4.4). PFOS-Messungen von Fischen an operativen Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern unterschreiten die Biota-UQN. In Bayern überschreiten die PFOS-Konzentrationen der Fische, die an zwei von 18 operativen Messstellen entnommen worden, mit 23 µg/kg FG und 14 µg/kg FG die Biota-UQN.

Die Abbildung 4.4 „Auswertung der UQN für PFOS an den LAWA-Messstellen“ verdeutlicht das Problem der Überprüfbarkeit der JD-UQN. Nur 2015 konnte für die Messstellen in Thüringen eine Einhaltung der JD-UQN festgestellt werden. In den Fällen bei denen die Bestimmungsgrenze über der UQN und der Jahresmittelwerte unter der Bestimmungsgrenze liegt, sieht die OGewV vor, dass diese Ergebnisse für die Einstufung des chemischen Zustands (Gesamtbewertung aller Stoffe der Anlage 8 der OGewV) nicht berücksichtigt werden. Bei den Messstellen mit Überschreitung der JD-UQN ist bei der Bewertung zu prüfen, ob Messungen in Fischen vorliegen oder durchführbar sind. Im Rahmen der Arbeiten des LAWA-Expertenkreises „Stoffe“ wurden die Ergebnisse der Bewertung der JD-UQN und der Biota-UQN gegenübergestellt, die Bewertungen fallen unterschiedlich aus. Für die Einstufung des chemischen Zustands und das Ergreifen von Maßnahmen ist nach OGewV die Bewertung der Biota-UQN entscheidend. Die ZHK-UQN wird an keiner Messstelle überschritten.

Die UQN/PNEC-Vorschläge für die Gesamtwasserproben der Tabelle 2.5 werden an keiner LAWA-Messstelle überschritten. Für einen großen Teil der in Tabelle 2.1 und 2.2 aufgeführten Messergebnisse von PFAS-Verbindungen kann die Dimension der Belastung nicht eingeschätzt werden, da kein Bewertungsmaßstab (UQN, PNEC, Handlungsziel) vorliegt.





Quelle: Umweltbundesamt nach Angaben der LAWA

Abbildung 4.4: Auswertung der UQN für PFOS an den LAWA-Messstellen

### 4.3 Einschätzung der Dimension der Belastung der Seen

Die UQN/PNEC-Vorschläge für die Gesamtwasserproben der Tabelle 2.5 werden an keiner der betrachteten Messstellen überschritten. Die Biota-UQN wird an zwei Messstellen überschritten: 2013 am Starnberger See in Barschen und am Steinberger See in Hechten. Die Ergebnisse aus Bayern (Abb. 4.5-Seen), für die sowohl eine Poolprobe für Hechte als auch für Barsche vorliegt, deutet darauf hin, dass Barsche PFOS möglicherweise stärker anreichern als Hechte. Die Ergebnisse aus Bayern zeigen auch, dass die mittlere PFAS-Konzentration der Fische aus den Seen insgesamt niedriger ist, als die Konzentration der Fische aus den Fließgewässern. Die PFOS-Konzentrationen bei den Beprobungen aus Mecklenburg-Vorpommern lagen stets unterhalb der Biota-UQN (MV 2015).

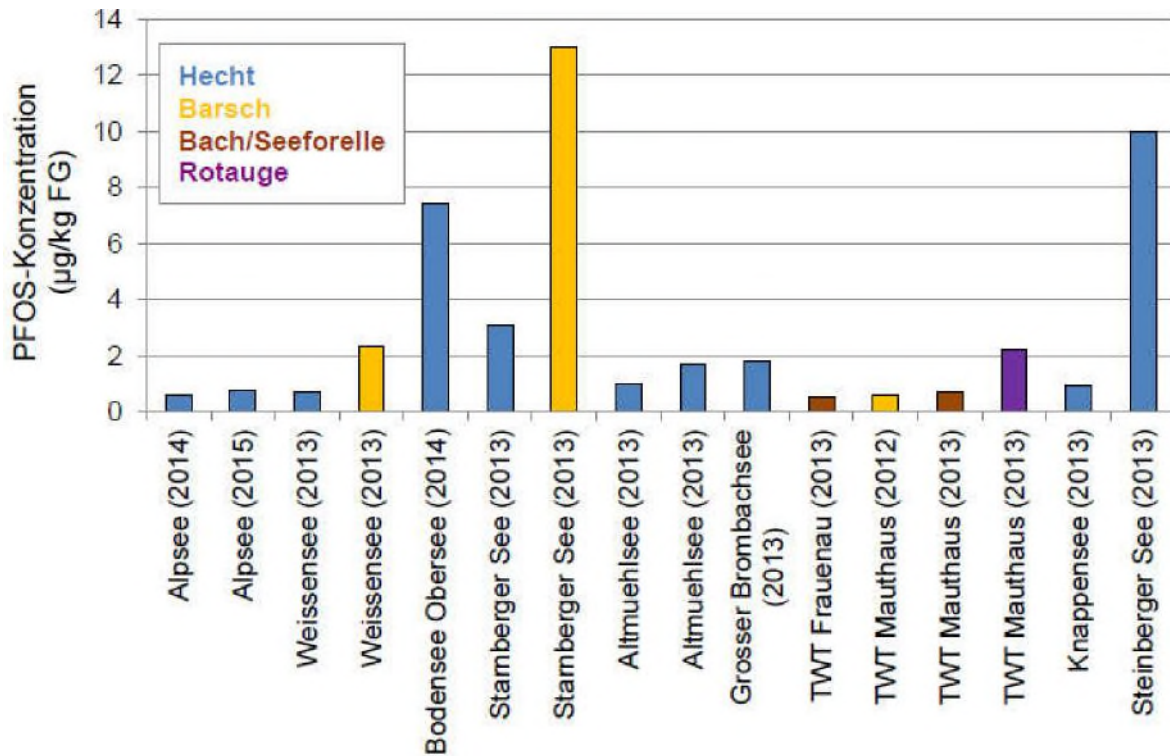


Abb. 4.5-Seen: PFOS Konzentrationen in Fischen (UQN = 9,1 µg/kg), Daten: BY 2017; Quelle: „Zusammenfassung aktueller Daten zur Belastung verschiedener Umweltkompartimente mit PFC in Bayern“ (Stand: Februar 2017), LfU Bayern

Für einen großen Teil der in Tabelle 2.3 - Seen aufgeführten Messergebnisse von PFAS-Verbindungen, kann allerdings die Dimension der Belastung nicht eingeschätzt werden, da einerseits die Datenlage keine Gesamtbewertung zulässt und zusätzlich kein Bewertungsmaßstab (UQN, PNEC, Handlungsziel) vorliegt.

#### 4.4 Einschätzung der Dimension der Belastung des Grundwassers

Inzwischen liegen aus 15 Bundesländern Rückmeldungen über Untersuchungsprogramme von PFAS im Grundwasser vor. Eine systematische flächendeckende Untersuchung aller Grundwassermessstellen erfolgt in der Regel nicht.

Insgesamt werden aber in mindestens 11 Bundesländern PFAS im Grundwasser untersucht.

Untersuchungen konzentrieren sich in der Regel auf Regionen bzw. Messstellen, in deren Einzugsgebiet PFAS-Belastungen bekannt sind oder erwartet werden können. Es handelt sich häufig um anlassbezogene Untersuchungen, die teilweise im Zusammenhang mit der Sanierung oder Überwachung von Schadensfällen stehen. Folgende Ursachen für eine Grundwasserbelastung durch PFAS wurden von den Bundesländern genannt:

- Einträge von PFAS als Folge von Löscheinsätzen nach Bränden
- Einträge von PFAS als Folge von Brandschutzübungen – häufig auf Flugplätzen
- Einträge von PFAS als Folge des Aufbringens von Komposten, die mit PFAS-haltigen Schlämmen aus der Papierherstellung verunreinigt waren
- Eintrag von PFAS ins Grundwasser durch Wechselwirkung mit belastetem Oberflächenwasser (Uferfiltrat)
- Einträge von PFAS mit Klärschlämmen
- Einträge aus dem Umfeld von Industrieanlagen mit bekannter PFAS-Problematik (Altlasten).

Die Fundhäufigkeit einzelner PFAS ist sehr unterschiedlich. Nach den Untersuchungsergebnissen verschiedener Bundesländer werden folgende Stoffe besonders häufig im GW gefunden:

Tabelle 4.1: Besondere Fundhäufigkeit der PFAS-Vertreter im Grundwasser in BW

Stoffname	Abkürzung	Summenformel	Anteil der Funde in %
Perfluorbutansäure	PFBA	C <sub>4</sub> HO <sub>2</sub> F <sub>7</sub>	10
Perfluorpentansäure	PFPA	C <sub>5</sub> HO <sub>2</sub> F <sub>9</sub>	26
Perfluorhexansäure	PFHxA	C <sub>6</sub> HO <sub>2</sub> F <sub>11</sub>	30
Perfluorheptansäure	PFHpA	C <sub>7</sub> HO <sub>2</sub> F <sub>13</sub>	10
Perfluorooctansäure	PFOA	C <sub>8</sub> HO <sub>2</sub> F <sub>15</sub>	22

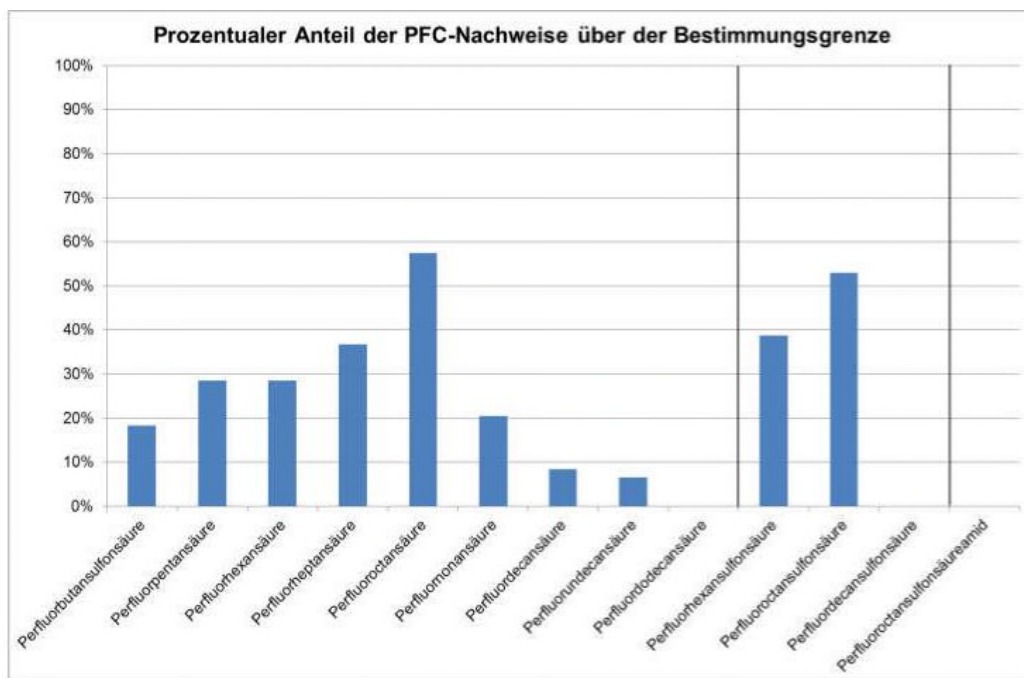


Abb. 4.6: Fundhäufigkeit der PFAS-Vertreter im Grundwasser in BY;

Quelle:

„Zusammenfassung aktueller Daten zur Belastung verschiedener Umweltkompartimente mit PFC in Bayern“ (Stand: Februar 2017), LfU Bayern

Hessen gibt an, dass die Fundhäufigkeit für die Summe von PFOA und PFOS aktuell bei rd. 36% der untersuchten Messstellen liegt.

Nach den Angaben der Bundesländer scheint eine Erhöhung des Untersuchungsaufwandes für PFAS im Grundwasser in der Regel nicht erforderlich zu sein.

NW regt an, dass der Untersuchungsumfang bei GW-Schadensfällen bei den Pflichtigen auf die im konkreten Fall vorkommenden oder ggf. relevanten PFAS incl. H4-PFOS zu erhöhen, da insbesondere H4-PFOS häufig in relevanter Konzentration anzutreffen ist. Bei Altlasten bzw. Schadensfällen, die aufgrund von Feuerlöschmitteln entstanden sind, können überdies diverse weitere polyfluorierte Verbindungen vorkommen (z.B. Capstone A, Capstone B), die ebenfalls im Grundwasser gemessen werden sollten.

#### 4.5 Einschätzung der Dimension der Belastung von Böden

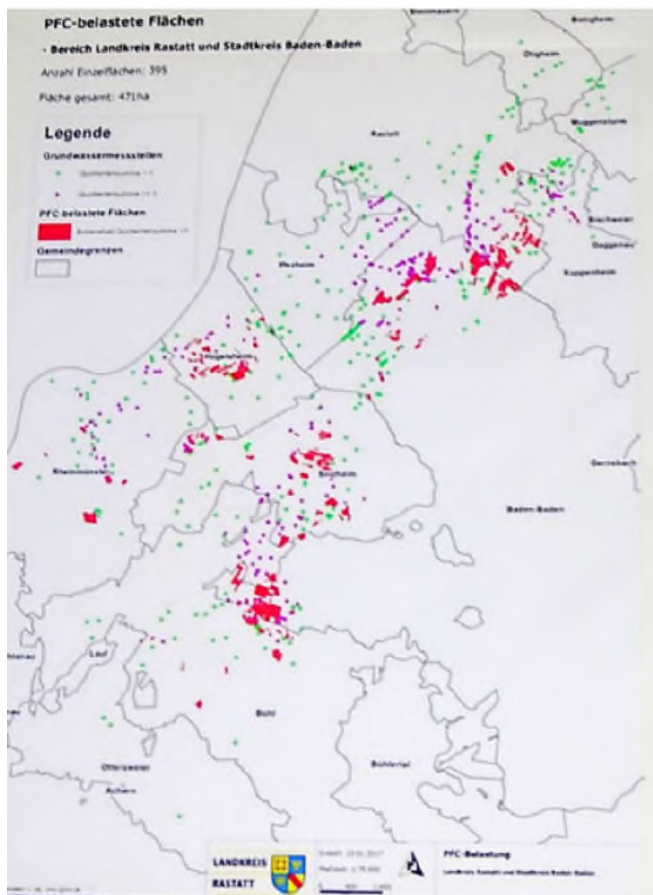
Eine flächenhafte Einschätzung zur Umweltbelastung mit PFAS in Böden in Deutschland ist aufgrund der derzeit wenig aussagekräftigen Datenlage, die vorrangig auf Verdachts- und Schadensfällen beruht (s. unter 2.6), nicht möglich.

Die Informationen aus der Umweltprobenbank und von den Bodendauerbeobachtungsflächen lassen nur sehr eingeschränkt Schlussfolgerungen zu.

Danach können auch Waldböden von flächenhaften Einträgen – über den Luftpfad – belastet sein. Für Korrelationen zu den Konzentrationen mit vorwiegend kurzkettigen PFAS, die z.B. in Pappel- und Buchenblättern (PFBA, PFPeA, PFOA, PFDA) sowie in Proben von Regenwürmern (PFOS, PFBA) oder Rehlebern (PFCA und PFSA) gefunden wurden (s. Kapitel 2.7 und 4.1), fehlen flächenhafte Untersuchungen von Böden unter Wald.

Für Trendaussagen sind systematische Untersuchungen von landwirtschaftlich genutzten Bodendauerbeobachtungsflächen und im Rahmen der Bodenzustandserhebung Wald (BZE) notwendig (s. 7. Forschungsbedarf – geplante Vorhaben).

Abbildung 4.7: PFAS belastete Flächen im Landkreis Rastatt und Stadtkreis Baden-Baden Quelle: J. Stark, 2017



Hinsichtlich der punktförmigen Schadstoffeinträge und altlastverdächtigen Flächen verbessert sich durch den Einsatz gezielter Untersuchungsprogramme der Bundesländer die Datenlage. Dennoch werden das in der Regel immer einzelfallspezifische Informationen bleiben, die allenfalls eine quantitative, nicht eine qualitativ flächenhafte Aussage ermöglichen. Dies gilt nicht für die großräumigen, flächenhaften Konzentrationen, die in Böden in Baden-Württemberg mit Beaufschlagung durch PFAS-kontaminierten Materialien auf landwirtschaftlich genutzten Flächen gefunden wurden. So sind beispielsweise aktuell in Nordbaden und im Stadtkreis Baden-Baden weiträumig, großflächig, zerstückelt insgesamt 471 ha Boden mit PFAS belastet. Das sind knapp 5 km<sup>2</sup> (Stark, J, ITVA Symposium 2017). Dies belegt die Aussage in Kapitel 3.2, dass flächenhafte PFAS-Kontaminationen auf landwirtschaftlich genutzten Flächen grundsätzlich zu besorgen sind.

## 5. Regulierung, Minderung, Sanierung, Management

### 5.1 Regulierung und Regelungsbedarf

#### 5.1.1 Chemikalienrecht

Einige PFAS werden durch die CLP-Verordnung<sup>1</sup> (Tabelle 1), die europäische Chemikalienverordnung REACH<sup>2</sup> (Tabelle 2) und die POP-Verordnung<sup>3</sup> für langlebige organische Schadstoffe (persistent organic pollutants, POPs) geregelt.

Tabelle 5.1: Harmonisierte Einstufungen und Kennzeichnungen von perfluorierten Carbon-PFCA) und Sulfonsäuren (PFSA) gemäß CLP-Verordnung

Substanz	Index-Nummer	CAS-Nummer	Einstufung
Perfluorooctansulfonsäure (C8-PFSA, PFOS) [1], und Natrium- [2], Diethanolamin- [3], Ammonium- [4] und Lithiumsalz [5]	607-624-00-8	1763-23-1 [1] 2795-39-3 [2] 70225-14-8 [3] 29081-56-9 [4] 29457-72-5 [5]	Carc. 2 (H351) Repr. 1B (H360 D) STOT RE 1 (H372) Acute Tox. 4. (H302) Acute Tox. 4. (H332) Lact. (H362) Aquatic Chronic 2 (H411)
Perfluorooctansäure (C8-PFCA, PFOA) [1] und Ammonium-salz [2]	607-704-00-2 [1] 607-703-00-7 [2]	335-67-1 [1] 3825-26-1 [2]	Carc. 2 (H351) Repr. 1B (H360 D) STOT RE 1 (H372) (liver) Acute Tox. 4. (H302) Acute Tox. 4. (H332) Lact. (H362) Eye Dam. 1 (H318)
Perfluornonansäure (C9-PFCA, PFNA)[1] und Natrium- [2] und Ammoniumsalz [3]	607-718-00-9	375-95-1 [1] 21049-39-8 [2] 4149-60-4 [3]	Carc. 2 (H351) Repr. 1B (H360 Df) STOT RE 1 (H372) (liver, thymus, spleen) Acute Tox. 4. (H302) Acute Tox. 4. (H332) Lact. (H362) Eye Dam. 1 (H318)
Perfluordecansäure (C10-PFCA, PFDA) [1] und Natrium- [2] und Ammoniumsalz [3]	607-720-00-X (Eintrag erfolgt mit 10. ATP)	335-76-2 [1] 3830-45-3 [2] 3108-42-7 [3]	Carc. 2 (H351) Repr. 1B (H360 Df) Lact. (H362)

<sup>1</sup> CLP-Verordnung: Verordnung (EG) Nr. 1272/2008 über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen

<sup>2</sup> REACH (EG) Nr. 1907/2006 zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe

<sup>3</sup> POP-Verordnung (EG) Nr. 850/2004 über persistente organische Schadstoffe; Verordnung (EU) Nr. 757/2010 zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 850/2004

PFOS ist ein PBT-Stoff, d.h. er ist nicht abbaubar (persistent), reichert sich in Organismen an (bioakkumulierend) und wirkt giftig (toxisch). Er wurde zudem in die Liste der POPs des Stockholmer Übereinkommens aufgenommen. Somit sind die weltweite Herstellung und Verwendung von PFOS bis auf wenige Ausnahmen beschränkt.

Das UBA hat, zum Teil in Kooperation mit anderen Mitgliedstaaten, die perfluorierten Carbonsäuren mit einer Kettenlänge von acht bis vierzehn Kohlenstoffatomen bewertet und wegen ihrer persistenten, bioakkumulierenden, toxischen Eigenschaften (Artikel 57 (d)) oder sehr persistenten, sehr bioakkumulierenden Eigenschaften (Artikel 57 (e)) als besonders besorgniserregende Stoffe (substances of very high concern, SVHC) gemäß REACH-VO vorgeschlagen. Die EU hat diesen Vorschlag bestätigt und diese perfluorierten Carbonsäuren sowie einige ihrer Salze in die REACH-Kandidatenliste aufgenommen (European Chemicals Agency, 2017a).

Tabelle 5.2: Perfluorierte Carbonsäuren (PFCA) und ihre Salze auf der REACH-Kandidatenliste (European Chemicals Agency, 2017a)

Substanz	CAS-Nummer	REACH-Kandidatenliste
Perfluorooctansäure (C8-PFCA, PFOA) [1] und Ammonium-salz [2]	335-67-1 [1] 3825-26-1 [2]	Aufnahme in Kandidatenliste im Juni 2013: - reproduktionstoxisch (Artikel 57 (c)) - persistent, bioakkumulierend und toxisch (Artikel 57 (d))
Perfluornonansäure (C9-PFCA) [1] und Natrium- [2] und Ammoniumsalz [3]	375-95-1 [1] 21049-39-8 [2] 4149-60-4 [3]	Aufnahme in Kandidatenliste im Dezember 2015: - reproduktionstoxisch (Artikel 57 (c)) - persistent, bioakkumulierend und toxisch (Artikel 57 (d))
Perfluordecansäure (C10-PFCA) [1] und Natrium- [2] und Ammoniumsalz [3]	335-76-2 [1] 3830-45-3 [2] 3108-42-7 [3]	Aufnahme in Kandidatenliste im Dezember 2016: - reproduktionstoxisch (Artikel 57 (c)) - persistent, bioakkumulierend und toxisch (Artikel 57 (d))
Perfluorundecansäure (C11-PFCA)	2058-94-8	Aufnahme in Kandidatenliste im Dezember 2012: - sehr persistent, sehr bioakkumulierend (Artikel 57 (e))
Perfluordodecansäure (C12-PFCA)	307-55-1	Aufnahme in Kandidatenliste im Dezember 2012: - sehr persistent, sehr bioakkumulierend (Artikel 57 (e))
Perfluortridecansäure (C13-PFCA)	72629-94-8	Aufnahme in Kandidatenliste im Dezember 2012: - sehr persistent, sehr bioakkumulierend (Artikel 57 (e))
Perfluortetradecansäure (C14-PFCA)	376-06-7	Aufnahme in Kandidatenliste im Dezember 2012: - sehr persistent, sehr bioakkumulierend (Artikel 57 (e))

Im Dezember 2016 haben sich zudem die EU-Mitgliedstaaten über die von Deutschland und Norwegen vorgeschlagene Beschränkung von PFOA, deren Salze und Vorläuferverbindungen geeinigt. Die Beschränkung regelt die Herstellung, Verwendung, das Inverkehrbringen sowie den Import von PFOA, deren Salze und Vorläuferverbindungen. Die Stoffe dürfen dann weder hergestellt noch in Verkehr gebracht werden. Des Weiteren dürfen die Stoffe bis zu einer bestimmten Konzentration<sup>4</sup> weder als Bestandteil eines anderen Stoffes,

<sup>4</sup> ≥ 25 ppb (entspricht 25 µg/L) für PFOA und deren Salze; ≥ 1000 ppb (entspricht 1000 µg/L) für PFOA-Vorläuferverbindungen

noch im Gemisch oder im Erzeugnis bei der Herstellung verwendet oder in den Verkehr gebracht werden. Die Beschränkung tritt voraussichtlich in drei Jahren in Kraft. Für einige Verwendungen wurden längere Übergangszeiten und Ausnahmen gewährt. Als globale Risikomanagementmaßnahme schlägt die Europäische Kommission vor, PFOA und deren Vorläuferverbindungen in die Verbotsliste der Stockholm-Konvention (POP-Liste) aufzunehmen. Die Vorbereitungen für die Aufnahme von PFOA in diese Liste laufen bereits. Im Jahr 2019 wird eine Entscheidung erwartet.

### **Regulierung in Vorbereitung**

Um die Einträge der langkettigen perfluorierten Carbonsäuren in die Umwelt zu minimieren, erarbeitet das Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit der schwedischen Chemikalienbehörde einen weiteren Beschränkungsvorschlag unter REACH. Damit sollen die Herstellung, die Verwendung und das Inverkehrbringen der C9-C14-PFCAs und deren Salze und Vorläuferverbindungen geregelt werden. Die Einreichung bei der europäischen Chemikalienbehörde ist für Juli 2017 geplant.

Aus Sicht des Umweltbundesamtes sind die zunehmend als Alternativen verwendeten kurzkettigen PFAS wegen ihrer Persistenz und ihrer sehr hohen Mobilität bei einer Freisetzung in die Umwelt ebenfalls besorgniserregend. Das Umweltbundesamt prüft derzeit eine geeignete Risikomanagementmaßnahme unter REACH für die Perfluorhexansäure (C6-PFCA, PFHxA) und deren Vorläuferverbindungen. Zudem bewertet das Umweltbundesamt in der REACH-Stoffbewertung derzeit zwei registrierte Vorläuferverbindungen dieser perfluorierten Carbonsäure (6:2 Fluortelomeracrylat, 6:2 Fluortelomermethacrylat) sowie in fünf weiteren Stoffbewertungen weitere PFAS, die als Alternative für PFOA in der Fluorpolymerherstellung verwendet werden (z.B. ADONA und GenX). Des Weiteren plant Deutschland mit UBA\_Beteiligung für 2018 Stoffbewertungen für zwei Vorläufersubstanzen der C4-Fluorchemie (European Chemicals Agency, 2017b).

#### **5.1.2 Düngemittelrecht/Klärschlamm**

Für die landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlämmen sind die abfallrechtlichen sowie die düngerechtlichen Vorgaben der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) und der Düngemittelverordnung (DüMV) zu beachten. Die Anforderungen an die maximal zulässigen Schadstoffgehalte für die bodenbezogene Klärschlammverwertung regelt ab dem 01.01.2015 vorrangig die DüMV. Danach liegt der maximal zulässige PFAS-Gehalt in Klärschlämmen, die als Dünger eingesetzt werden, bei 100 µg/kg Trockenmasse (Summe PFOA+PFOS). Ab Gehalten von 50 µg/kg TM ist für alle vorgenannten Stoffe die Summe der perfluorierten Tenside (PFOA + PFOS) zu kennzeichnen.

#### **5.1.3 Lebensmittelrecht**

Die EFSA legte 2008 die tolerierbaren täglichen Aufnahmemengen (tolerable daily intake, TDI) von 0,15 µg/kg Körpergewicht für PFOS und seine Salze und für PFOA und seine Salze 1,5 µg/kg Körpergewicht fest. Vom Bundesinstitut für Risikobewertung (BfR) werden diese Werte aufgrund der Unsicherheiten hinsichtlich der Toxikokinetik beim Menschen als vorläufig angesehen.

Das Bundesinstitut für Risikobewertung hat bei der Europäischen Behörde für Lebensmittelsicherheit (EFSA) mit Schreiben vom 1.12.2015 um eine gesundheitliche Bewertung von per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) und eine entsprechende toxikologische Ableitung von Grenzwerten für Lebensmittel gebeten. Aufgrund der Datenlage konnte aber die EFSA bislang keine belastbaren Aussagen über die gesundheitliche Einstufung der kurzkettigen PFAS in Lebensmitteln treffen (Landtag BW, 2016). Die Arbeitender EFSA dazu sind bislang nicht abgeschlossen, so dass kurzfristig nicht mit Grenzwerten in Lebensmitteln gerechnet werden kann.

Da es keine toxikologisch abgeleiteten Lebensmittelgrenzwerte gibt, hat das Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg hinsichtlich der aktuellen Belastungssituation durch die bekannten Schadensfälle hilfsweise lebensmittelrechtliche Beurteilungswerte (BUW) für kurzkettinge PFAS festgelegt, deren Ableitung auf den Orientierungs- und Leitwerten des UBA für Trinkwasser unter Berücksichtigung der Verzehrsmengen für Obst, Gemüse, Getreide und tierische Lebensmittel beruhen. Dies wurde notwendig, um eine Basis für die dringend notwendigen Managementmaßnahmen für die betroffenen landwirtschaftlich genutzten Flächen in BW zu haben. Die Beurteilungswerte verringern sich nach dem dynamischen Minimierungskonzept degressiv in den nächsten zwei Jahren\*. Dieses Konzept wird geprüft und gegebenenfalls angepasst, sobald aktuelle gesundheitliche Bewertungen durch das BfR vorliegen.

\* Die von den Leitwerten und Gesundheitlichen Orientierungswerten des UBA für Trinkwasser rechnerisch abgeleiteten Beurteilungswerte für Lebensmittel wurden direkt zum Konzeptstart 2015 halbiert und im Folgejahr 2016 erneut halbiert. 2017 wurden die Beurteilungswerte aufgrund der Fortschreibung der vorläufigen Bewertung des UBA für PFC im Trinkwasser in ihrer Höhe dementsprechend angepasst.

Die Fortschreibung der vorläufigen Bewertung des UBA für PFAS in Trinkwasser führt zu einer entsprechenden Anpassung der vom MLR daraus für Lebensmittel abgeleiteten Beurteilungswerte. In der nachfolgenden Tabelle 5.3 sind die auf dieser Basis in Baden-Württemberg aktuellen, neu berechneten Beurteilungswerte dargestellt:

Tabelle 5.3: Aktuelle lebensmittelrechtliche Beurteilungswerte für kurzkettinge PFAS in Baden-Württemberg (MLR BW, 2017)

Beurteilungswerte für Lebensmittel		Obst, Gemüse µg/kg	Getreide µg/kg	Fleisch, Fisch, Innereien mg/kg
Name	Kürzel			
Perfluorbutansäure	PFBA	9,4	21	0,10
Perfluorpentansäure	PFPeA	2,8	6,5	0,03
Perfluorhexansäure	PFHxA	5,7	13	0,06
Perfluorheptansäure	PFHpA	< 2	< 2	0,003
Perfluorbutansulfonsäure	PFBS	5,7	13	0,06
Perfluorhexansulfonsäure	PFHxS	< 1	<1	0,001

Lebensmittel, deren Gehalte an kurzkettingen PFAS analytisch gesichert über diesen Beurteilungswerten liegen, sind nach Art. 14 Abs. 2 Buchstabe b und Abs. 5 der Verordnung (EG) Nr. 178/2002 in Verbindung mit Art. 2 Abs. 2 der Verordnung (EWG) Nr. 315/93 als nicht verkehrsfähig zu beurteilen.

Seitens des BfR kann der in BW entwickelten Vorgehensweise aus methodischen Gründen nicht gefolgt werden, da eine Risikobewertung des BfR auf der Grundlage international anerkannter wissenschaftlicher Bewertungskriterien erfolgt. In Ermangelung dieser Risikobewertung für kurzkettinge PFAS war für BW die konzeptionelle und pragmatische Festlegung von vorläufigen Beurteilungswerten für relevante PFC in Lebensmitteln erforderlich. Die Vorgehensweise ist keine Risikobewertung, sondern vielmehr ein Managementkonzept, um über die Vermarktungsfähigkeit von landwirtschaftlichen Produkten standortkonkret entscheiden zu können.

### Regulierung in Vorbereitung

Neu von der EFSA abgeleitete TDI-Werte für PFAS sollen voraussichtlich Ende Juli 2017 vorliegen (Quelle: <https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/gefahstoffe/pft/bewertungsmassstaebe/>).



### 5.1.4 Boden

Die Bewertung PFAS-belasteter Böden erfolgt derzeit einzelfallbezogen hinsichtlich festzustellender schädlicher Wirkungen, insbesondere im Hinblick auf die Pfade Boden-Grundwasser und Boden-Pflanze. Bislang liegen keine Vorsorge-, Prüf- oder Maßnahmenwerte für PFAS in der geltenden BBodSchV vor.

#### Regulierung in Vorbereitung

Auf der Grundlage eines Beschlusses der 55. ALA-Sitzung des Altlastenausschusses (ALA) der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) werden derzeit im laufenden Verfahren der Novellierung der BBodSchV sieben hinreichend sicher abgeleiteten GFS-Werte für PFAS-Verbindungen als Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser aufgenommen:

Tabelle 5.4: GFS-Werte für PFAS-Verbindungen als Prüfwerte für den Pfad Boden-Grundwasser (09/2016)

Name, Abkürzung	GFS[µg/L]	Basis [µg/L]	
		Humantox.	Ökotox.
Perfluorbutansäure, PFBA	10	10	1.260
Perfluorhexansäure, PFHxA	6	6	1000
Perfluoroktansäure, PFOA	0,1	0,1	570
Perfluorononansäure, PFNA	0,06	0,06	8
Perfluorbutansulfonsäure, PFBS	6	6	3.700
Perfluorhexansulfonsäure, PFHxS	0,1	0,1	250
Perfluoroktansulfonsäure, PFOS	0,1	0,1	0,23

### 5.1.5 Trinkwasser

Das Umweltbundesamt hat die bisher vorliegenden vorläufigen Bewertungen von PFAS im Trinkwasser fortgeschrieben. Diese Fortschreibung basiert auf den Beratungen der humantoxikologischen Aspekte der PFAS in der LAWA-LABO-Kleingruppe „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten für PFAS“ des Ständigen Ausschusses „Grundwasser und Wasserversorgung“ der LAWA.

Die Ergebnisse der umfassenden Neubewertung im Sinne von Trinkwasser-Leitwerten (TW<sub>LW</sub>) oder Gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW) zeigt nachstehende Tabelle:

Tabelle 5.5: Zusammenstellung der Trinkwasser-Leitwerten (TW<sub>LW</sub>) bzw. Gesundheitlichen Orientierungswerten (GOW)

Lfd. Nr.	Name, Abkürzung (CAS Nr.)	TW <sub>LW</sub> [µg/l]	GOW [µg/l]
1	Perfluorbutansäure, PFBA (375-22-4)	10	-
2	Perfluorpentansäure, PFPeA (2706-90-3)	-	3,0
3	Perfluorhexansäure, PFHxA (307-24-4)	6	-
4	Perfluorheptansäure, PFHpA (375-85-9)	-	0,3
5	Perfluoroktansäure, PFOA (335-67-1)	0,1	-
6	Perfluorononansäure, PFNA (375-95-1)	0,06	-
7	Perfluordekansäure, PFDA (335-76-2)	-	0,1
8	Perfluorbutansulfonsäure, PFBS (375-73-5)	6	-
9	Perfluorhexansulfonsäure, PFHxS (355-46-4)	0,1	-

Lfd. Nr.	Name, Abkürzung (CAS Nr.)	TW <sub>LW</sub> [µg/l]	GOW [µg/l]
10	Perfluorheptansulfonsäure, PFHpS (375-92-8)	-	0,3
11	Perfluoroktansulfonat, PFOS (1763-23-1)	0,1	-
12	H4-Polyfluoroktansulfonsäure, H4PFOS (27619-97-2)	-	0,1
13	Perfluoroktansulfonamid, PFOSA (754-91-6)	-	0,1

Dabei wurden die  $TW_{LW}$  analog der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung abgeleitet. Soweit keine dafür ausreichenden Daten vorlagen, wurde hilfsweise das vom Umweltbundesamt für die Bewertung von humantoxikologisch nur teil- oder nicht bewertbaren Stoffen entwickelte Konzept der Gesundheitlichen Orientierungswerte (GOW) angewendet (über Evidenzkriterien, z. B. genotoxisch ja oder nein, und Erfahrungswissen für ihre Höhe) (UBA 2011 und Grummt et al 2013).

Die Ergebnisse wurden als „Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission“ des Bundesministeriums für Gesundheit im Bundesgesundheitsblatt 3, 2017, Heft 60, Seiten 350–352 veröffentlicht. Wie in dieser Veröffentlichung angegeben, sind die Begründungen der einzelnen Werte auf der Internet-Seite des Umweltbundesamtes nachzulesen (<https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/trinkwasser/rechtliche-grundlagen-empfehlungen-regelwerk/empfehlungen-stellungnahmen-zu-trinkwasser>).

### 5.1.6 Grundwasser

Es wurden Geringfügigkeitsschwellenwerte (GFS-Werte) für verschiedene PFAS-Einzelstoffe durch eine gemeinsame Arbeitsgruppe der Länderarbeitsgemeinschaften Wasser (LAWA) und Bodenschutz/Altlasten (LABO) abgeleitet (s. auch 5.1.4 – Boden).

Eine Handlungsempfehlung zur Erfassung von PFAS-Altlasten wurde unter Federführung des LANUV NRW unter Projekt-Nr. B 4.14 im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ erarbeitet.

### Regulierung/Handlungsempfehlung in Vorbereitung

Im Hinblick auf die Verminderung des Eintrags von PFAS in die Umwelt wird auf die Aktivitäten einer LAWA-LABO-Kleingruppe verwiesen. Die LAWA-LABO-Kleingruppe „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten (GFS-Wert) für PFAS hat aus Informationen zu Vorkommen und Verbreitung sowie aus Einzelfallberichten 13 PFAS als für das Grundwasser prioritär benannt. Für sieben dieser 13 PFAS erster Priorität war die Datenlage ausreichend, um einen GFS-Wert abzuleiten (s. 5.1.4). Über die Festlegung der humantoxikologisch begründeten Werte für PFOA und PFOS, die nicht auf Basis der von der Kommission Humanbiomonitoring veröffentlichten Werte (Bundesgesundheitsblatt 2016/ 59:1362-1363) abgeleitet wurden, muss noch abschließend beschieden werden.

Handlungsbedarf besteht hinsichtlich der systematischen Erfassung und Sanierung von PFAS-Schadensfällen im Grundwasser. Problematisch sind Grundwasserschäden mit Auswirkung auf Oberflächengewässer (Baggerseen, Bäche, Flüsse), die eine Bedeutung für Angler haben bzw. haben können. Die Umweltqualitätsnorm (UQN) für PFOS von 0,65 ng/L muss in solchen Fällen bei der Festlegung von Sanierungszielwerten berücksichtigt werden.

### 5.1.7 Oberflächengewässer

Gemäß OGewV gelten für PFOS die Umweltqualitätsnorm 0,65 ng/l (0,00065 µg/l) und die zulässige Höchstkonzentration 36 µg/L sowie die Umweltqualitätsnorm in Biota für Fische von 9,1 µg/kg Frischgewicht. Für Küstengewässer gilt die UQN 0,00013 µg/l (PFOS).

### 5.1.8 Industrielle Verfahren und deren Abwasser

Wie in (LAWA, 2010, 2016) dargestellt, werden in Galvaniken zur Unterdrückung von Chrom-Sprühnebeln aus Arbeitssicherheitsgründen Netzmittel eingesetzt. Aufgrund der niedrigen pH-Werte (<3) und der stark oxidativen Wirkung von Chromtrioxid in den Bädern zur Verchromung und zur Kunststoffbeize muss ein sehr stabiles Netzmittel eingesetzt werden. Das Netzmittel der Wahl enthielt PFOS, dessen Einsatz gemäß EU-POP-Verordnung (850/2004/EG) für überwachte Galvanotechniksysteme erlaubt war. Seit dem 27. August 2015 ist PFOS nur noch als „Mittel zur Sprühnebelunterdrückung für nicht dekoratives Hartverchromen (Chrom VI) in geschlossenen Kreislaufsystemen“ zugelassen, was zu einer weitreichenden Substitutionsbewegung in den Galvaniken führte. So wurde PFOS nicht nur in der dekorativen Verchromung und Kunststoffbeize ersetzt sondern auch beim Hartverchromen. Dem Umweltbundesamt ist derzeit nur eine Anlage bekannt, in der noch ein PFOS-haltiges Netzmittel zur Sprühnebelunterdrückung in der Hartverchromung eingesetzt wird.

Bezüglich der Kenntnisse zu anderen PFAS als PFOS bestehen für die Galvanik große Lücken, zumal es für die meisten in Frage kommenden PFAS noch keine genormte Analysenvorschrift gibt. Die Wissensbasis für die Emissionen von PFOS und die Rückhaltung von PFOS-Emissionen hat sich deutlich verbessert, jedoch ist dieser Stoff nicht mehr von Relevanz für die Branche, wenn man von den oben beschriebenen Desorptionsvorgängen (vgl. 7.3) absieht.

Die Festlegung eines konkreten Wertes für PFAS wie für 6:2 FTS ist aufgrund der fehlenden Daten und Informationen über Minderungsmöglichkeiten sowie der fehlenden Analysenvorschrift unmöglich. Alternativ ist eine Verpflichtung zur Vermeidung oder, sofern dies nicht möglich ist, Minderung von PFAS-Emissionen beim aktuellen Wissensstand eine geeignete Maßnahme. Sie würde die Problematik der PFAS in Netzmitteln stärker im Bewusstsein der Betreiber verankern und eine Auseinandersetzung mit der Zusammensetzung der Netzmittel bei diesen initiieren. Dadurch könnte auch der Druck auf die Netzmittelhersteller erhöht werden, bessere, über die gesetzlichen Vorgaben hinausgehende Informationen zur Verfügung zu stellen und die Suche nach Alternativen zu intensivieren.

Die EU-POP-Verordnung erlaubt den Einsatz für PFOS in Fotoresistlacken für fotolithografische Prozesse. Die Informationslage bezüglich PFC in der Halbleiterherstellung (Chipherstellung) ist jedoch noch schlechter als beim PFC-Einsatz in der Galvanik. Es werden teilweise fluorhaltige Netzmittel eingesetzt, aber die Anwender kennen aufgrund fehlender Kennzeichnung nicht die konkret enthaltene Substanz. Der aktuelle Entwurf des Anhangs 54 AbwV enthält daher momentan nur folgende Forderung: „Sofern auf den Einsatz von Fotoresistlacken für fotolithografische Prozesse, die polyfluorierte Verbindungen (PFC - polyfluorinated Compounds) enthalten, nicht verzichtet werden kann, sind die Emissionen entsprechend den technischen Möglichkeiten zu reduzieren.“ Konkretere Anforderungen sind aufgrund fehlender Daten nicht realisierbar.

PFAS werden auch bei der Herstellung von Papier und Pappe zum Imprägnieren verwendet um Papier und Pappe wasser- und fettabweisend auszurüsten. Produkte, die in der Papierindustrie im Einsatz sind, basieren z.B. auf Fluorcarbonharzen (FC), und Perfluorpolyethern (PFPE) und enthalten kein PFOS. Diese polymeren Fluorchemikalien entstehen durch elektrochemische Fluorierung oder Telomerisierung. Einen kleineren Teil stellen die Perfluoralkylphosphate (PAP) dar, die zum Teil zu Fluortelomeralkoholen (FTOH) und schließlich in geringen Mengen zu Perfluorcarbonsäuren umgewandelt werden (z.B. 8:2 FTOH zu PFOA). Als Verunreinigung können daher PFOA und FTOH im unteren ppm Bereich enthalten sein. Auch über das Altpapier kann z.B. PFOA eingetragen werden. Da hier schon Konzentrationen im ng/l- bzw. µg/kg-Bereich als umweltrelevant angesehen werden, sind diese Spurenverunreinigungen nicht unerheblich.

Beispiele für mit Fluorverbindungen beschichtete Papiere sind Getränkebecher, Fast Food-Verpackungen oder Pizza-Kartons. Für Klebeetiketten finden Fluorcarbonharze Verwendung, um das Durchdringen des Klebers zu verhindern.

Die Fluorchemikalien für Papieranwendungen sind im Allgemeinen so aufgebaut, dass sie zwei unterschiedliche funktionelle Gruppen enthalten: eine polare Gruppe, die die Haftung zur Faser ergibt und Fluorkohlenstoffgruppen/-ketten, die die Wasser- und Öl-Abweisung bewirken. Die Funktionsgruppen sind produktabhängig teilweise an ein Polymergerüst gebunden.

Die Applikation erfolgt durch Zugabe der Fluorchemikalien in der Masse, in der Leimpresse oder beim Beschichten. In der Regel werden in der Papierindustrie nur Perfluorchemikalien eingesetzt, die in den Empfehlungen des Bundesinstitut für Risikobewertung XXXVI „Papiere für den Lebensmittelkontakt“ und XXXVI/2 „Papiere, Kartons und Pappen für Backzwecke“ genannt sind, aber hier lag der Augenmerk auf dem Übergang der Perfluorchemikalien auf die Lebensmittel und der ist gering. Typische Einsatzkonzentrationen liegen zwischen 0.5 und 1.5 % bezogen auf die Papiermasse.

Zu den eingesetzten Fluorchemikalien existieren derzeit keine wirksamen Alternativen, um alle geforderten Effekte zu erreichen. Die Suche nach weniger kritischen Alternativen zur wasser – und fettichten Ausrüstung von Papieren erscheint jedoch vielversprechend und sollte durch die Genehmigungsbehörden eingefordert werden.

Um den Ersatz von PFAS in der Lederproduktion einzufordern, wurde im Anhang 25 der AbwV eine Anforderung zu PFAS im Allgemeinen Teil B (1) 7 eingeführt:

„Verzicht auf den Einsatz von per- oder polyfluorierten Chemikalien. Ist ein Verzicht nicht möglich, sind die Einsatzmengen zu minimieren und die Emissionen entsprechend den technischen Möglichkeiten zu reduzieren.“

Demgegenüber ist die Festlegung eines Grenzwertes aufgrund der Vielzahl von Verbindungen und der geringen Konzentrationen bisher sehr aufwendig und schwierig. Es liegen keine ausreichenden Messdaten vor.

In der Abwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Juni 2004 (BGBl. I S. 1108, 2625), die durch Artikel 121 des Gesetzes vom 29. März 2017 (BGBl. I S. 626) geändert wurde, sind keine Grenzwerte für PFAS enthalten.

In NRW gilt für **Abwassereinleitungen** für die Summe PFOA+PFOS der Wert  $\leq 0,3 \mu\text{g/l}$  als Orientierungswert, und für die Summe aller gemessenen PFAS\* der Wert  $\leq 1,0 \mu\text{g/l}$ . Bei Überschreitung erfolgt eine Ursachenermittlung und es werden Gegenmaßnahmen eingeleitet. Entsprechendes gilt auch, wenn bei signifikant erhöhten Konzentrationen (über dem jeweiligen Referenzwert) die festgestellte PFAS-Fracht für die Summe PFOA+PFOS über 10 g/Tag bzw. für die die Summe aller gemessenen PFAS\* den Wert 35 g/Tag überschreitet (<https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/gefahrstoffe/pft/bewertungsmassstaebel/>).

Durch die LAWA-LABO-Kleingruppe „Ableitung von Geringfügigkeitsschwellenwerten“ wird die Infiltration (Wiedereinleitung) von behandeltem Abwasser aus PFAS-Sanierungsmaßnahmen in das Grundwasser (GrwV § 13) kritisch gesehen.

## Regulierung/Handlungsempfehlung in Vorbereitung

Da der Gruppe der PFAS viele Substanzen angehören, ist zu erwarten, dass die Vielfalt an Alternativen immer groß sein wird. Um zu vermeiden, dass der Gesetzgeber und damit auch der Vollzug immer nachbessern müssen, sobald eine Substanz verboten und substituiert wird, wäre die Einführung eines Summenparameters wie AOF (adsorbierbares organisch gebundenes Fluor) zu prüfen. Dazu müsste neben der derzeit laufenden Entwicklung bzw. Normung einer Analysenmethode (s.6.5) auch die Anwendung des Verfahrens in den betroffenen Anlagen mit Unterstützung der Bundesländer vorangetrieben werden.

Von Seiten des Gesetzgebers muss dann auch die Novellierung von Anhängen der Abwasserverordnung unabhängig von den Umsetzungserfordernissen der BVT-Schluss-

folgerungen ermöglicht werden. So gibt es für den Anwendungsbereich der Chipherstellung kein einschlägiges BVT-Merkblatt, so dass die Novellierung des Anhangs 54 immer problematisch bleiben wird, solange weiterhin ausschließlich die BVT-initiierten Novellierungen Vorrang behalten.

Zum Anhang 28 AbwV für die Papierindustrie ist die Einführung einer diesbezüglichen Anforderung geplant. Diese ist Allgemeinen Teil B (1) im vorliegenden Entwurf des Anhangs verankert und lautet: „Verzicht auf den Einsatz von chemischen Additiven, die per- oder polyfluorierete Chemikalien enthalten oder zu deren Bildung beitragen. Ist ein Verzicht nicht möglich, sind die Einsatzmengen zu minimieren und die Emissionen entsprechend den technischen Möglichkeiten zu reduzieren“

Diese Formulierung soll mit der geplanten 8. Novelle der Abwasserverordnung in Kraft treten.

Im Anhang 38 der AbwV besteht eine entsprechende Anforderungen wie in Anhang 25 der AbwV noch nicht. Es ist vorgesehen, eine Anforderung zu PFAS bei der Überarbeitung des Anhangs 38 aufzunehmen. Die Überarbeitung wird voraussichtlich erst nach der Überarbeitung des BVT-Merkblattes Textilindustrie erfolgen. Mit der Überarbeitung des BVT-Merkblattes soll noch in diesem Jahr begonnen werden.

Die Festlegung eines Grenzwertes für PFOS in Anhang 40 Abwasserverordnung (Metallbe- und -verarbeitung) wird auch als nicht zielführend angesehen. Die Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Überarbeitung des Anhang 40, die seit 2006 versucht, den medienübergreifenden Ansatz in den Anhang zu integrieren, hat die Entwicklung beim Einsatz von Netzmitteln stets sehr genau beobachtet und versucht, einen Stand der Technik zur Minderung von PFOS-Emissionen und damit auch einen Emissionswert abzuleiten. Dies gelang der Arbeitsgruppe jedoch nicht, weil die anzuwendenden Minderungstechniken und die damit erreichbaren Emissionswerte sehr einzelfallspezifisch waren. Zudem wurde eine Regulierung von PFOS aufgrund der greifenden Substitution immer unnötiger, so dass zunächst im Entwurf des Anhangs 40 AbwV, Teil E (Anforderungen an den Ort des Anfalls) folgende Anforderung aufgenommen wurde: *„Sofern auf den Einsatz von polyfluorierten Verbindungen (PFC - Polyfluorinated Compounds) in Galvanotechniksystemen nicht verzichtet werden kann, sind die Einsatzmengen durch messtechnisch kontrollierte und dokumentierte Dosierung zu minimieren und die Emissionen entsprechend den technischen Möglichkeiten (z.B. durch Adsorption) zu reduzieren.“* Da jedoch seitens der Bundesländer im BLAK Abwasser stets die Festlegung eines Einleitwertes gefordert wurde, enthielt der letzte, aber noch nicht im BLAK Abwasser diskutierte Entwurf zusätzlich eine Formulierung in Teil D (Anforderungen an das Abwasser vor Vermischung), die den Wert für PFOS aus dem Musterbescheid aus NRW enthält: *„Im Abwasser darf der Wert für PFOS (Perfluoroktansulfonsäure und ihre Derivate), der nach Teil H Absatz 2 und Absatz 4 bestimmt wird, einen Wert von 1-10 µg/l im Jahresmittel nicht überschreiten. Die Ergebnisse der Messungen des Einleiters werden den Ergebnissen der staatlichen Überwachung gleichgestellt. § 6 Absatz 1 der Abwasserverordnung findet keine Anwendung.“* Diese Formulierung würde jedoch weitgehend ins Leere laufen.

### 5.1.9 Human-Biomonitoring

2016 wurden von der Kommission Human-Biomonitoring des Umweltbundesamtes (HBM-Kommission) auf der Grundlage humanepidemiologischer und tierexperimenteller Studien wirkungsbezogene Human-Biomonitoring-Werte (HBM-Werte) abgeleitet und festgelegt: HBM-I-Werte (= Konzentration eines Stoffes in einem Körpermedium, bei dessen Unterschreitung nach dem aktuellen Stand der Bewertung durch die HBM-Kommission nicht mit einer gesundheitlichen Beeinträchtigung zu rechnen ist):

- 2 ng PFOA/mL Blutplasma
- 5 ng PFOS/mL Blutplasma.

HBM-II-Werte (Konzentrationen, bei deren Überschreiten eine als relevant anzusehende gesundheitliche Beeinträchtigung möglich ist) wurden bislang nicht abgeleitet.

## **5.2 Minderung**

### **5.2.1 Substitution von PFAS-haltigen Löschmitteln**

Das Umweltbundesamt führt seit 2008 einen Dialog mit den Feuerwehrverbänden, den Herstellern und anderen Anwendern (z.B. Anlagenbetreiber) von Feuerlöschmitteln. Ziel ist, die Verwendung von PFAS-haltigen Löschmitteln zu reduzieren und durch wirksame und umweltfreundliche fluorfreie Alternativmittel oder Alternativtechniken zu ersetzen. Gemeinsam mit dem Deutschen Feuerwehrverband e.V. und dem Bundesverband Technischer Brandschutz e.V. hat das Umweltbundesamt daher einen Ratgeber zum umweltschonenden Einsatz fluorhaltiger Schaumlöschmittel veröffentlicht (Umweltbundesamt, 2013).

### **5.2.2 Substitution von PFOS**

Aufgrund der ausgelaufenen Ausnahmen für den PFOS-Einsatz haben die Hersteller für ihre Netzmittel andere PFC, hauptsächlich polyfluorierte Verbindungen, eingesetzt. Am weitesten verbreitet ist 6:2 Fluortelomersulfonat (6:2 FTS oder auch H4PFOS genannt). Aufgrund der geringeren Stabilität bei niedrigen pH-Werten muss diese Substanz in ca. 10-fach höherer Menge eingesetzt werden als PFOS-haltige Netzmittel. Da keine Informationen über die genaue Zusammensetzung der Netzmittel und die enthaltenen PFC vorliegen, kann keine Schätzung der emittierten Menge erfolgen. Eine dezidierte Minderung der Emissionen von anderen PFC als PFOS erfolgt bisher in der Regel nicht. Zudem sind die für PFOS-angewandten Aktivkohlen und Ionenaustauscherharze nicht oder nur in sehr begrenztem Umfang für die Minderung anderer PFC in Netzmitteln geeignet. Zudem finden Umwandlungsprozesse statt, die dazu führen können, dass die polyfluorierten Verbindungen in eine stabile perfluorierte Verbindung überführt wird (Blepp, M., W. Willand and R. Weber, 2015).

### **5.2.3 Substitution von PFAS im Abwasser und Klärschlamm**

Hier liegen dem UBA vorzugsweise Informationen zum Einsatz von PFAS in der Textil- und Lederindustrie und den getroffenen Regelungen in der AbwV für die Abwässer die aus der Herstellung von Textilien und Leder stammen.

Für wasserabweisende Wirkung gibt es bereits Alternativen zu PFAS. Dazu gehören Wachse, Paraffine und Silikone. Für eine öl- und schmutzabweisende Wirkung sind bisher noch keine – vergleichbar effektiven - Alternativen verfügbar.

Verschiedene Hersteller von Outdoorbekleidung verzichten bereits auf den Einsatz von PFAS in ihren Produkten. Die Fa. Gore will bis Ende 2020 PFAS in Vorprodukten (Laminaten) ersetzen, was somit rund 85% der daraus gefertigten Outdoorprodukte betreffen würde und bis Ende 2023 sämtliche Vorprodukte für Outdoor-Kleidung PFAS-frei produzieren. Zur höheren Wirksamkeit der erweiterten Abwasserbehandlung (Vierte Reinigungsstufe) wurde seitens der Bundesländer konkret nicht berichtet. Pan et al. (2016) berichten, dass bei der Behandlung des Abwassers im Membranbioreaktor ca. 50% der PFAS reduziert werden konnten. Beim Trinkwasser konnten bei der Behandlung mit Aktivkohle (Pulver- und granuliert) gute Erfolge erzielt werden.

Analoge Initiativen oder Maßnahmen zur Minderung der PFAS-Belastung in Klärschlämmen sind auch für PFAS-haltige Beschichtungs- und Vergütungsmaterialien z.B. in der Papierherstellung angezeigt. Gelingen diese Substitutionsbemühungen nicht in signifikanter Größe ist, wäre die grundsätzliche Infragestellung der Klärschlammausbringung alternativlos.

## 5.3 Sanierung, Management

### 5.3.1 Trinkwasseraufbereitung

Zur Eliminierung von PFAS bei der Trinkwasseraufbereitung existieren keine allgemein anerkannten Regeln der Technik. Im Folgenden werden daher der aktuelle Stand der Wissenschaft und der Stand der Technik wiedergegeben. Für PFOA und PFOS nennt die US EPA drei Aufbereitungsverfahren, die sich zur Trinkwasseraufbereitung eignen, Adsorption, Ionenaustausch und Membranverfahren (US EPA, 2017). Applemann et al. (2014) untersuchte 15 versorgungswirksame Wasserwerke im technischen Maßstab auf die Entfernbarkeit von 23 PFAS in den USA. Die Verfahren Flockung, Tiefen-, Mikro- und Ultrafiltration, Belüftung, Oxidation sowie Desinfektion waren nicht geeignet, PFAS zu entfernen. Demgegenüber waren Ionenaustausch und Adsorption an granulierter Aktivkohle (GAK) großtechnisch geeignete Verfahren um langkettige PFAS zu eliminieren. Mit dem Einsatz von Umkehrosmosemembranen konnten kurz- und langkettige PFAS signifikant reduziert werden. Membranverfahren weisen die höchste Entfernungsleistung vor dem Ionenaustausch und der Adsorption an Aktivkohle auf (Lundgren 2014, Applemann et al. 2014, Rahman et al. 2014).

Für die Eliminierung von PFAS installierte GAK-Filter zeigen ein von der Kettenlänge abhängiges Durchbruchverhalten. Je kürzer die Kettenlänge, desto schlechter ist die Adsorbierbarkeit und desto kürzer die Filterlaufzeit bis zum Filterdurchbruch (Orchoa-Herrera u. Sierre-Alvarez. 2008, Eschauzier et al. 2011, 2012, Rahman et al. 2014, Applemann et al. 2014). Sulfonsäuren werden an Aktivkohle besser adsorbiert als Carbonsäuren und weisen längere Filterlaufzeiten bis zum Durchbruch bei der GAK-Filtration auf (Applemann et al. 2014). Weiter zeigen Applemann et al. (2014), dass während das kurzkettige PFBA schon nach < 10.000 Bettvolumen (BV) zu 50 % durchbricht (50 % der Zulaufkonzentration findet sich im Filtrat), die Filterlaufzeiten bis zu einem 50 % Durchbrechen der Filter für länger-kettige PFAS deutlich länger sind (> 30.000 BV für PFHxA, ~ 60.000 BV für PFOA). Ein langfristiger Betrieb mit hoher Adsorptionsleistung für alle PFAS setzt also eine häufige Regenerierung oder Austausch der GAK voraus (Takagi et al. 2011, Applemann et al. 2014, Rahman et al. 2014). Nach einem 100 % -Durchbrechen des GAK-Filters von PFBA (100 % der Zulaufkonzentration findet sich im Filtrat) war über lange Zeit hinweg die Ablaufkonzentration höher als die Konzentration im Zulauf, was ein Indiz für die Verdrängung von PFBA durch länger-kettige PFAS und anderen gelösten organischen Kohlenstoff (DOC) darstellt (Applemann et al. 2014). Carter u. Farrell (2010) zeigen, dass Aktivkohle für länger-kettige PFAS ein höheres Maß an homogenen Sorptionsplätzen bereit hält, während die Heterogenität der Sorptionsoberfläche für kurzkettigen PFAS zu nimmt. Eschauzier et al. (2012) quantifizieren die bessere Adsorbierbarkeit mit steigender Kettenlänge mit einem Anstieg des Adsorptionskoeffizienten (dem Maß für die Adsorbierbarkeit) von 0,5 bis 0,6 log Einheiten mit jeder weiteren CF<sub>2</sub>-Gruppe im Molekül. Yu et al. (2009) zeigen, dass Pulveraktivkohle (PAK) eine deutlich schnellere Adsorptionskinetik bei höherer Adsorptionskapazität als GAK aufweist. Auch für PAK gilt, dass kurzkettige PFAS schlechter adsorbieren als langkettige PFAS (Lundgren, 2014).

Obwohl die von Applemann et al. (2014) untersuchten Ionenaustauscherharze nicht für den Zweck der PFAS-Rückhaltung konzipiert wurden, konnten hohe Eliminierungsleistungen für langkettige PFAS und vor allem für Sulfonsäuren erzielt werden. Ionenaustauscherharze weisen eine höhere Beladungskapazität bei ähnlicher Adsorptionskinetik und längeren Standzeiten als GAK auf (Yu et al. 2009, Carter u. Farrell 2010, Chularueangakorn et al. 2013). Die Regenerierbarkeit für Ionenaustauscherharze ist für PFOA höher als bei GAK (Chularueangakorn et al. 2013), während für PFOS keine Regenerierbarkeit gegeben ist (Carter u. Farrell 2010). Wie bei Aktivkohle verbessert sich auch bei den Ionenaustauschern der Rückhalt bei größerer Kettenlänge (Applemann et al., 2014, Lundgren, 2014).

Das Verfahren der Umkehrosmose ist im Stande sowohl kurz- als auch langkettige PFAS bis unter die Nachweisgrenze im Permeat aufzubereiten (Thompson et al. 2011, Applemann et al. 2014). Chen et al. (2016) konnte für Niederdruck-Umkehrosmosemembrane allerdings eine Verbesserung des Rückhalts mit zunehmender Kettenlänge feststellen.

Im Gegensatz zu Ergebnissen für Nanofiltrationsmembrane von Lundgren (2014), die eine Verbesserung des Rückhalts mit zunehmender Kettenlänge belegen, weisen Ergebnisse von Steinle-Darling und Reinhard (2008) einen Rückhalt für PFAS (95 %) sowohl für kurzkettige als auch für langkettige PFAS nach. Allerdings führen Steinle-Darling und Reinhard (2008) zwei Ausnahmen auf. Ungeladene PFAS wie FOSA (ungeladen im neutralen pH-Bereich) werden aufgrund der fehlenden elektrostatischen Abstoßung der negativen Oberfläche der Nanofiltrationsmembran schlechter zurückgehalten (Rückhalt ~ 42 %), ebenso wie PFAS mit sehr kurzen Kettenlängen wie PFPnA (Rückhalt ~ 72 %).

### 5.3.2 Sanierungs- und Managementansätze bei punktförmigen PFAS-Kontaminationen (Hot Spots) in Boden und Grundwasser

Bis auf eine überschaubare Anzahl von Einzelfällen sind vollzugnahe Sanierungs- und Managementkonzepte für den Umgang mit PFT-Kontaminationen national wie international noch weit davon entfernt, um als Stand der Technik eingestuft werden zu können.

Die Eigenschaften die die Gruppe der PFAS für die vielfältigen Einsatzfelder so attraktiv machen, erschweren deren Sanierung ganz erheblich. Dabei handelt es sich insbesondere um die Mobilität in Grund- und Oberflächenwässern sowie deren Persistenz bzw. den erschweren Abbau in Böden.

Beispielsweise findet man unter Galvanikstandorten komplexe PFAS-Gemische, die nach Erkenntnissen des LANUV NW zu mehr als 90 % aus Perfluoroktansulfonat (PFOS). Mit Löschmittel verschmutztes Grundwasser enthalten hingegen höhere Anteile an kurzkettigen PFAS wie Perfluorhexansulfonat (PFHxS).

Grundwassersanierungsverfahren haben sich in jüngerer Vergangenheit deutlich weiterentwickelt. Zunächst wurde ausschließlich Aktivkohle eingesetzt. Der Einsatz von Aktivkohle hat jedoch signifikante Nachteile, weil sich beispielsweise andere Schadstoffe und natürliche Substanzen wie Huminsäuren ebenfalls an die Aktivkohle binden. Liegen viele solcher Stoffe vor, konkurrieren sie mit PFAS um die Bindungsplätze, mit der Folge deutlich verkürzter Standzeiten für diese Filter und erhebliche Kostensteigerungen für die permanente Erneuerung der nicht spezifisch wirkenden Aktivkohle. Kurzkettige PFAS, das zeigt die Erfahrung, lassen sich zudem mit Aktivkohle kaum aus dem Wasser ziehen. Günstiger und besser geeignet erscheint derzeit ein zweistufiges Behandlungskonzept. Hierbei wird belastetes Wasser zunächst in Rührreaktoren geleitet und mit geringen Mengen eines spezifischen biologisch abbaubaren Fällungsmittels versetzt. Mit diesem Verfahrensansatz konnten teilweise schon mehr als 90 % der PFAS aus dem Wasser entfernt werden. Die Fällung funktioniert offenbar auch, wenn Störstoffe wie organische Substanzen, Eisen, Mangan, Magnesium oder Hydrogencarbonat vorliegen. In einem zweiten Schritt wird das vorgereinigte Wasser dann wie üblich mit Aktivkohle nachbehandelt. Der entstehende Schlamm lässt sich ohne großen Aufwand abtrennen und in Sondermüllverbrennungsanlagen entsorgen. Der optimale Fällstoff-Mix muss jedoch standortspezifisch jeweils neu ermittelt werden (Cornelsen 2014).

Bei PFAS-Konzentrationen von 1 bis 100 µg/L werden in Edel et al. 2015 ([http://www.zueblin-umwelttechnik.com/databases/internet/\\_public/files30.nsf/SearchView/936597707C078084C12580AB003A922D/\\$File/PFC%20Grundwassersanierungen%20-%20Sonderdruck%20KW.pdf](http://www.zueblin-umwelttechnik.com/databases/internet/_public/files30.nsf/SearchView/936597707C078084C12580AB003A922D/$File/PFC%20Grundwassersanierungen%20-%20Sonderdruck%20KW.pdf)) die spezifischen Behandlungskosten für Grundwasser im Bereich von 0,19 Euro/m<sup>3</sup> bis 0,78 Euro/m<sup>3</sup>, wobei die reinen Kosten für Aktivkohle 0,01 Euro/m<sup>3</sup> bis 0,60 Euro/m<sup>3</sup> betragen.

Darüber hinaus bestehende Aufbereitungsverfahren für PFAS-haltiges Grundwasser beschreiben Ulrich et al. 2016.

([http://www.lfu.bayern.de/analytik\\_stoffe/analytik\\_org\\_stoffe\\_perfluorierte\\_chemikalien/fachbereich/raege/doc/abschlussbericht\\_lfu.pdf](http://www.lfu.bayern.de/analytik_stoffe/analytik_org_stoffe_perfluorierte_chemikalien/fachbereich/raege/doc/abschlussbericht_lfu.pdf))

Erhebliche Kosten und verfahrenstechnische Herausforderungen bestehen bei der Bodensanierung. Die mobilen kurzkettigen PFAS-Verbindungen stellen bei punktförmigen Schadstoffquellen ein beträchtliches Nachlieferpotenzial für eine Kontamination des Grundwassers dar und erhöhen somit zusätzlich Kosten und Laufzeit der Sanierungsmaßnahmen. Insofern muss in der Vielzahl der Fälle über eine wirksame Quellensanierung nachgedacht werden.



Dabei kann man kaum auf Abbauprozesse setzen. Für die Bodensanierung steht praktisch nur die thermische Bodenbehandlung >1200°C als wirksames Verfahren zur Zerstörung der PFAS zur Verfügung. Auch die Deponierung PFAS-kontaminierter Böden ist möglich, bedeutet aber letztlich nur eine Problemverschiebung. An Deponien, bei denen es zu Schadensfällen gekommen ist, erfolgt u.a. eine Sammlung des Sickerwassers und ebenfalls eine Behandlung mit Aktivkohle bzw. Ionenaustauscher. Über die Entwicklung alternativer Verfahren ist bislang wenig bekannt und wir sehen hierfür einen konkreten Entwicklungsbedarf.

### **5.3.3 Sanierungs- und Managementansätze bei flächenhaften PFAS-Kontaminationen in Böden**

Für großräumige und flächenhafte Bodenverunreinigungen, wo vielfach auch langkettige PFAS-Verbindungen an der Bodenmatrix anhaften und akkumulieren, ist das thermische Verfahren wegen der zu erwartenden Kosten und mangelnder Kapazitäten nicht praktikabel und muss als unverhältnismäßig angesehen werden. Mangels effektiver Sanierungsverfahren werden für flächenhafte PFAS-Kontaminationen vornehmlich Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen von den zuständigen Behörden verhängt (Verbot des Inverkehrbringens von landwirtschaftlichen Produkten von PFAS-belasteten Flächen). Die Managementansätze verhindern allerdings nur, dass die Rezeptoren über die bekannten Transferpfade mit diesen Stoffen in Kontakt kommen bzw. diese aufnehmen, eine nachhaltige Problemlösung stellen sie nicht dar.

Ein Beispiel ist das in BW etablierte Instrument des Vorerntemonitorings. Nach Bekanntwerden der PFAS-Konzentrationen in landwirtschaftlich genutzten Böden in den Kreisen Rastatt, Baden-Baden und Mannheim wurde 2013 mit dem Ziel des vorsorgenden Verbraucherschutzes ein Vorerntemonitoring eingeführt und bis auf weiteres fortgeführt. Dabei werden Untersuchungen unter realen Anbaubedingungen zur Betrachtung des Wirkungspfades Boden-Nutzpflanze rechtzeitig vor der eigentlichen Ernte durchgeführt. Die Ergebnisse werden mit den in BW abgeleiteten und jährlich angepassten Beurteilungswerten verglichen und entscheiden über die Vermarktungsfähigkeit der Produkte. Lebensmittel mit Werten oberhalb der festgelegten Beurteilungswerte (die Vorsorgewerte entsprechen) dürfen nicht in Verkehr gebracht werden und auch nicht untergepflügt werden. Vom Regierungspräsidium Karlsruhe wurden zudem aus den Ergebnissen des Vorerntemonitoring einige beispielhafte Hinweise im Hinblick auf die Aufnahme von PFAS in Nutzpflanzen entwickelt, die in entsprechende Anbauempfehlungen für die betroffenen belasteten Flächen umgesetzt wurden (s. auch 3.2.2).

Die Untersuchungen zeigen außerdem, dass als mögliche Quelle für flächenhaften PFAS-Kontaminationen in Böden und die Belastung in Nutzpflanzen kontaminiertes Regenwasser in Frage kommt und überwacht werden sollte.

Erwähnenswert ist die Einrichtung regionaler Arbeitsgruppe, in der alle beteiligten Behörden und Ressorts der zuständigen Ministerien regelmäßig wichtige Informationen austauschen und teilweise regionalbezogene Bewertungsansätze und Maßnahmepläne konkretisieren. Ebenso werden die teilweise kreisübergreifenden Maßnahmen der Vollzugsbehörden durch regelmäßige Koordinierungsgespräche begleitet.

## **6. Aktivitäten des UBA**

Neben den hier aufgeführten Aktivitäten ist das Umweltbundesamt auch an den in Kapitel 5 „Regulierung, Minderung, Sanierung, Management“ aufgeführten Arbeiten zur weiteren Regulierung von PFAS in den Bereichen REACH, Bodenschutz, Trinkwasser, Grundwasser und Oberflächengewässer sowie Humanbiomonitoring maßgeblich beteiligt.

Weitere Aktivitäten des UBA finden sich im Kapitel 7 „Forschungs- und Handlungsbedarf“.

Das Umweltbundesamt arbeitet in der „OECD/UNEP global PFC group“ mit. Diese hat zum Ziel, das Wissen über die Risiken der PFC weltweit zu verbreiten und solchen Ländern zur Verfügung zu stellen, die bisher keine Expertise auf diesem Gebiet haben. Ein weiteres Ziel ist es, Verwendungen der Stoffe aufzuklären und auf internationaler Ebene den Einsatz von weniger bedenklichen Alternativen voranzutreiben.

### **6.1 Analyse von Humanproben der Umweltprobenbank zur Ermittlung des zeitlichen Trends der Belastung mit perfluorierten Verbindungen**

Proben der Umweltprobenbank des Bundes (UPB) wurden in einer 2013 veröffentlichten Studie auf elf Perfluoroalkylcarbonate (C4-C14) und fünf Perfluoroalkylsulfonate (C4-C10) untersucht (Schröter-Kermani et al. 2013). In den untersuchten Plasmaproben aus den Jahren 1982-2010 wurden am häufigsten die Substanzen Perfluorooctansulfonsäure (PFOS), Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) nachgewiesen. Nach einem starken Anstieg der PFOS Konzentration zwischen 1982 und 1986 auf eine mittlere Konzentration zwischen 20-24 ng/mL konnte eine kontinuierliche Verringerung in den Jahren 2001 bis 2010 bis hin zu einer Konzentration von 4 ng/mL ermittelt werden. PFOA Konzentrationen schwankten nach einem leichten Anstieg zwischen 1982 und 1986 in den folgenden Jahren im Bereich zwischen 4,8 und 6,3 ng/mL mit einem leichten Trend zur Verringerung ab dem Jahr 2008. PFHxS zeigte über den gesamten Zeitraum Konzentrationen um 1-2 ng/mL mit einem leichten Trend zur Verringerung ab dem Jahr 2005.

Aktuellere Studien im Rahmen der UPB liegen nicht vor und sind zurzeit auch nicht geplant.

### **6.2 Deutsche Umweltstudie zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen, GerES 2014 – 2017 (GerES V)**

Das Umweltbundesamt führt derzeit die Deutsche Umweltstudie zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen, GerES 2014 – 2017 (GerES V) durch. Diese Querschnittstudie erhebt bevölkerungsrepräsentative Daten zur korporalen Schadstoffbelastung bei Kindern und Jugendlichen zwischen 3 und 17 Jahren. Dazu werden zufällig ausgewählte Teilnehmende aus 167 deutschen Städten und Gemeinden, die auch an der Studie zur Gesundheit von Kindern und Jugendlichen in Deutschland (KiGGS-Welle 2) des Robert Koch-Instituts teilgenommen haben, untersucht. Zusätzlich werden die Schadstoffbelastungen in den jeweiligen Haushalten erfasst. Wesentlicher Bestandteil von GerES V ist das Human-Biomonitoring, in dessen Rahmen das Blutplasma der Teilnehmenden auch auf perfluorierte Verbindungen untersucht wird.

In den Plasmaproben von bisher 635 Teilnehmenden (Stand: Teilnahme an der Feldarbeit bis zum 12.12.2016, geplant bis zum Ende der Feldarbeit im Juni 2017 ca. 960 Teilnehmende) wurde bei ca. 20% (für PFOA) bzw. bei ca. 10% (für PFOS) aller Teilnehmenden eine Überschreitung des HBM-I-Wertes von 2 ng PFOA/mL Blutplasma bzw. 5 ng PFOS/mL Blutplasma (s. 5.1.9) beobachtet. Hierbei handelt es sich um eine vorgezogene und ungeplante Teilauswertung der Gesamtstichprobe, somit sind diese Ergebnisse nicht bevölkerungsrepräsentativ. Eine für Kinder und Jugendliche in Deutschland repräsentative Aussage zu Gehalten von perfluorierten Verbindungen wird im Jahr 2018 möglich sein und vom UBA dann zeitnah ermittelt werden.

### 6.3 EU-Projekt HBM4EU

Ziel des unter Horizon 2020 angesiedelten HBM4EU Projektes ist es, auf der Grundlage von Human Biomonitoring-Daten regulatorische Prozesse für verschiedene Chemikaliengruppen auf europäischer Ebene zu unterstützen. Eine der als prioritär angesehenen Gruppen ist die der poly- und perfluorierten Verbindungen. Es sollen in den verschiedenen Ländern vorhandene HBM-Daten zusammengeführt, Daten- bzw. Wissenslücken ermittelt, das Studiendesign und die Durchführung des Human Biomonitorings einschließlich analytischer Methoden harmonisiert sowie in Pilotstudien neue Daten erhoben werden. Darüber hinaus soll die Datenauswertung vereinheitlicht werden, so dass zukünftig bei der Bewertung der Belastung der europäischen Bevölkerung von vergleichbaren Maßstäben ausgegangen werden kann. Zur toxikologischen Einordnung der gemessenen Werte sollen EU-weit gültige HBM-Werte abgeleitet und abgestimmt werden.

Es soll auch dem derzeitigen Trend zur Substitution langkettiger perfluorierter Alkylverbindungen durch Substanzen mit kürzeren Alkylketten oder andere Ersatzstoffe Rechnung getragen werden. Dabei werden Produktionsvolumina, das Potential zur Bioakkumulation und toxikologische Eigenschaften der Substanzen von Bedeutung sein.

### 6.4 Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie

Das Umweltbundesamt arbeitet innerhalb der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, 2000/60/EG) an der Priorisierung von Schadstoffen mit. EU-weit werden Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe in der Umweltqualitätsnormen-Richtlinie (UQN-Richtlinie, 2008/105/EG) geregelt und alle sechs Jahre fortgeschrieben. Sie bilden die Basis für die Bewertung des chemischen Zustandes. National werden zusätzlich Umweltqualitätsnormen flussgebietsrelevanter Stoffe geregelt, die in die Bewertung des ökologischen Zustands einfließen. Beide Listen sind in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 20. Juni 2016 (BGBl I, Teil I, Nr. 28, S. 1373 – 1443) in den Anlagen 8 (prioritäre Stoffe) und 6 (Flussgebietsrelevante Stoffe) enthalten. Novellen der OGewV sind regelmäßig erforderlich, wenn die UQN-Richtlinie novelliert wurde. Änderungen dieses Priorisierungsregimes sind bei der Revision der WRRL gemäß Art. 19 (2) nach 2019 möglich.

Im Regime der WRRL ist im Bereich der Oberflächengewässer bisher nur für PFOS, als prioritärer Stoff unter der UQN-Richtlinie 2008/105/EG im Jahr 2013 eine rechtsverbindliche europaweit gültige Umweltqualitätsnorm festgelegt und in die Oberflächengewässerverordnung 2016 in nationales Recht übernommen worden. Für PFOS als „neuem Stoff“ der OGewV sind die nachfolgenden Arbeiten durchzuführen:

- Bis Dezember 2018 ist durch die LAWA ein vorläufiges Maßnahmenprogramm zu erstellen.
- Bis Dezember 2019 ist durch die Flussgebietseinheiten die Bestandsaufnahme der Emissionen, Einleitungen und Verluste der prioritären Stoffe durchzuführen.
- Bis Dezember 2021 ist durch die Flussgebietseinheiten der dritte Bewirtschaftungsplan zu erstellen.

Die Mitarbeiter und Mitarbeiterinnen des UBA arbeiten in den Gremien der LAWA und der Flussgebietseinheit Elbe daran mit.

Für die Fortschreibung der UQN-Richtlinie wurde 2016 in einer Unterarbeitsgruppe der EU-CIS -Arbeitsgruppe Chemicals eine neue Vorschlagsliste erstellt. In diesem Prozess wurden u.a. Monitoringdaten der Mitgliedstaaten ausgewertet und ein Ranking der Stoffe mit den höchsten europaweiten Überschreitungen von vorläufigen UQN erstellt, dabei wurden nur PFOA, PFOS und PFHxA aus der Gruppe der PFC betrachtet. Für weitere Substanzen dieser Gruppe lagen nicht genügend qualitätsgesicherte Monitoringdaten vor, um diese bei der Auswertung berücksichtigen zu können. Im finalen Ranking rangierte kein Vertreter der Gruppe der PFAS unter den Kandidaten die als potenzielle Stoffe für die Regulierung unter

der WRRL gesehen wurden. Derzeitig ist der Prozess zur Priorisierung unter der Wasser-  
rahmenrichtlinie ausgesetzt und der weitere Fortgang noch offen.

Für die Umsetzung der EU Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie werden die UQN für die  
prioritären Stoffe gemäß WRRL verwendet.

## **6.5 Analysenverfahren zur Bestimmung des adsorbierbaren organisch gebundenen Fluors (AOF)**

Für die analytische Bestimmung wurde mit der DIN 38407-42 (Ausgabe März 2011) – „Bestimmung ausgewählter polyfluorierter Verbindungen (PFAS) in Wasser – Verfahren mittels HPLC-MS/MS nach Fest-Flüssig-Extraktion“ – ein Normverfahren entwickelt. Mit diesem Verfahren werden 10 PFAS erfasst. Im Zuge der Umsetzung der Verordnung zur Änderung der Abwasserverordnung vom September 2014 wurde die DIN 38407-42 in die Liste der Analysenverfahren der Abwasserverordnung aufgenommen. Bisher wurden keine Anforderungswerte in der AbwV für die mit diesem Verfahren erfassbaren Stoffe festgelegt. Aktuell werden lediglich allgemeine Anforderungen im Anhang 25 (Lederherstellung, Pelzveredelung, Lederfaserstoffherstellung) gestellt.

2007 hat die OECD eine Liste mit über 1000 per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS) veröffentlicht (OECD 2007). Unabhängig davon, ob diese Substanzen abwasserrelevant und erfassbar sind, ist es zielführender, ein Analysenverfahren zur summarischen Erfassung fluororganischer Substanzen zu etablieren, mit dem ein breiteres Spektrum an Stoffen erfasst werden kann. Eine Qualifizierung dieser Stoffe, wie es mit der Einzelstoffanalytik möglich ist, ist dabei nicht zwingend erforderlich.

Zu diesem Zweck wurde vom TZW Karlsruhe im Rahmen eines Forschungsprojekts (Entwicklung eines Analysenverfahrens zur summarischen Erfassung poly- und perfluororganischer Verbindungen (PFAS) im Abwasser, FKZ 371026320) mit dem AOF ein Summenparameter zur Erfassung fluororganischer Verbindungen entwickelt (Lange 2012).

Der AOF ist ein Parameter, der alle PFAS umfasst, die unter festgelegten Bedingungen an Aktivkohle adsorbierbar sind und durch Verbrennung (Hydropyrolyse) in Fluorwasserstoff (HF) überführt werden. Die Fluorbestimmung erfolgt dann durch die ionenchromatographische Bestimmung der Fluorid-Ionen des HF.

Die Methode zur Bestimmung dieses Summenparameters als „adsorbierbares organisch gebundenes Fluor (AOF)“ befindet sich aktuell in der Normung. Das entsprechende Normungsgremium ist der DIN Arbeitskreis 119-01-03-01-12 „Ionenchromatographie“.

Nach dem erfolgreichen Abschluss des Normungsprojekts sollte das Analysenverfahren in die Anlage 1 zu §4 AbwV aufgenommen und der Parameter in den relevanten Anhängen der AbwV mit konkreten Anforderungswerten aufgenommen werden.

## **6.6 Laufende UFOPLAN-Projekte**

- Potenzielle SVHC in Umwelt und Erzeugnissen - Datenerhebung zur Vorbereitung von Beschränkungsvorschlägen für PFC (FKZ: 3716 64 4151, Laufzeit 2016-2019):

In diesem Forschungsvorhaben soll durch Unternehmens- und Verbändekonsultationen ermittelt werden, welche kurz- und langkettigen PFAS (ausgenommen PFOA und PFOS inkl. Ihrer Vorläuferverbindungen) für welche Verwendungen, in welcher Tonnage und mit welchen Expositionen genutzt werden, um Quellen für ihren Eintrag in die Umwelt ableiten zu können. Es soll zudem festgestellt werden, welche Risikominderungsmaßnahmen hinsichtlich der Umweltexpositionen seitens der Unternehmen getroffen werden könnten. Ziel ist es auch, zu untersuchen, welche nichtfluorierten Alternativen bzw. technisch geeigneten Alternativen zu PFAS zur Verfügung stehen. Diese Alternativen sollen hinsichtlich der Anwendbarkeit für die verschiedenen Verwendungen bewertet werden. Dazu sollen internationale Experten und Unternehmen, die Alternativen verwenden bzw. herstellen, befragt werden.

- Potenzielle SVHC in Umwelt und Erzeugnissen: Messungen zum Vorkommen potentiell besonders besorgniserregender Stoffe in Umwelt und Erzeugnissen (FKZ: 3716 64 4300, Laufzeit 2016-2019):

Ziel des Arbeitspaketes zu PFAS ist die Analyse von perfluorierten Carbon- und Sulfonsäuren sowie deren Vorläuferverbindungen in zwei verschiedenen Produktgruppen: Bauprodukte und technische Textilien (z.B. Filter zur Wasserreinigung und-aufbereitung)

## 6.7 Geplante UFOPLAN-Projekte

- Sanierungsmanagement für lokale und flächenhafte PFAS-Kontaminationen (FKZ: 37177 62 310 Laufzeit: 2017-2020):

Ziel des Vorhabens ist es, die technische Machbarkeit und Verhältnis-mäßigkeit des praktischen Einsatzes von möglichen Verfahrensansätze zu überprüfen und zu bewerten. Außerdem sollen für die Ableitung von Prüf- oder Maßnahmenwerte für PFAS für den Wirkungspfad Boden-Pflanze Daten zusammengestellt werden. Ergebnis des Vorhabens soll eine Arbeitshilfe sein, die vollzugstauglich die zuständigen Behörden bei der Auswahl, der Bewertung und der Entscheidungsfindung über geeignete und verhältnismäßige Sanierungslösungen und Management-konzepte unterstützt.

- Erarbeitung von fachlichen Grundlagen für die Ableitung von Bewertungsmaßstäben für weitere, bisher nicht in der BBodSchV enthaltenen Schadstoffen und Schadstoffgruppen in Böden (u.a. PFAS), 2018 – 2021:

Ziel des Vorhabens soll es ein, die derzeitigen Kenntnisse und fachlichen Grundlagen für eine Bewertung (auch experimentell) zusammenzustellen und zu prüfen, ob diese eine Ableitung der notwendigen Bewertungsmaßstäbe (Vorsorge-, Prüf- und Maßnahmenwerte der BBodSchV, ggf. auch Hintergrundwerte) für Einzelstoffe oder Stoffgruppen der PFAS zulassen.

- Darstellung der Stoffgehalte von organischen Schadstoffe anhand der Daten und Informationen aus den Bundesländern (2017 – 2019)

Ziel des Vorhabens ist es, neben anderen organischen Substanzen auch Hintergrundgehalte für PFAS in Böden zu ermitteln. Dazu sollen vorhandene Rückstellproben von Bodendauerbeobachtungsflächen untersucht werden.

- Orientierende Untersuchungen zur Belastung von Abwässern mit fluororganischen Verbindungen durch die Bestimmung des adsorbierbaren organisch gebundenen Fluors (AOF)

Das Verfahren der Bestimmung des adsorbierbaren organisch gebundenen Fluors (AOF) befindet sich aktuell in der Normung. Anhand bereits vorliegender Untersuchungsergebnisse und weiterer durchzuführender Untersuchungen spezifischer Abwässer soll die Geeignetheit des Verfahrens zur Festlegung von Anforderungswerten für den Parameter AOF geprüft werden. In Abhängigkeit der Ergebnisse können dann gegebenenfalls die Festlegung des Verfahrens in der Abwasserverordnung und die Ableitung von konkreten Anforderungen erfolgen.

## 7. Forschungs- und Handlungsbedarf

Es ist festzustellen, dass in den Ländern und beim Bund mannigfaltige Forschungsaktivitäten initiiert, durchgeführt bzw. zwischenzeitlich abgeschlossen wurden. Kennzeichnend für diese Aktivitäten ist eine unmittelbare Problemorientierung, die jedoch größtenteils ohne länderübergreifende Abstimmung oder Koordinierung stattfindet. Insofern ist eine umfassende Recherche über vorliegende Ergebnisse bereits enorm aufwändig. Zweifellos unterstützen die einschlägigen Bund/Länder Arbeitsgruppe LABO, LAWA, LAGA und LAI den erforderlichen Informationsaustausch. In der Tat besteht zum Thema PFAS noch Forschungsbedarf. Es erscheint allerdings absehbar, dass die aktuellen Forschungsaktivitäten ohne gezielte Forschungs koordinierung keinen hinreichenden Erkenntnisgewinn für zukünftige Strategien zur Vermeidung, Vorsorge und Gefährdungsabwehr in allen Umweltmedien und im Bereich Umwelt und Gesundheit werden generieren können.

## **7.1 Forschungs- und Handlungsbedarf im Bereich Trinkwasser**

Das Vorkommen und die Aufbereitung von sehr kurzkettigen PFAS wie TFA (Trifluoacetat) sind weitgehend unerforscht. Es deutet sich an, dass der Rückhalt von TFA alle Barrieren des Multibarrierensystems überwinden kann und damit eine hohe Mobilität aufweist, die zu einer Gefährdung der Trinkwasserressource werden könnte.

## **7.2 Forschungsbedarf zu „Retentionsmechanismen von kurzkettigen PFAS in Boden und Grundwasser, Austrag aus Klärschlamm“**

Unzureichend bekannt sind derzeit noch die Faktoren, welche die Auswaschung von kurzkettigen PFAS aus Klärschlamm steuern (Lindström et al., 2011, Sepulvado et al., 2011) sowie detailliertere Kenntnisse zum Rückhalt in Böden (Sepulvado et al., 2011, Gellrich et al., 2012). Unklar ist darüber hinaus der Einfluss der Fließgeschwindigkeit des Wassers als auch der Niederschlagsintensität auf die Auswaschung im Untergrund. Des Weiteren ist offen, inwiefern Faktoren, die sich bei langkettigen PFAS als retentionsbegünstigend herausgestellt haben, auf kurzkettige PFAS übertragbar sind (z. B. der Einfluss des pH-Wertes und der Calcium-Konzentration auf die Sorption an organischer Substanz).

## **7.3 Forschungs- und Handlungsbedarf im Bereich industrieller Nutzung und Abwässer**

Die eingesetzten und damit auch emittierten Mengen an PFOS in der Galvanik sind seit 2015 stark zurückgegangen, jedoch kommt es immer wieder zu Desorptionsvorgängen in den Anlagen, die bereits länger kein PFOS-haltiges Netzmittel mehr einsetzen. Diese Vorgänge sind noch nicht ausreichend untersucht, aber als Quelle könnten länger nicht genutzte Gestelle, Leitungen oder die Becken selbst in Frage kommen. Daher ist in Zukunft auch noch mit PFOS im Abwasser von Galvaniken zu rechnen, jedoch in sehr geringen, nicht vorhersagbaren und sehr variablen Konzentrationen. Ein Weiterbetrieb eventueller Minderungstechniken für PFOS wäre deshalb zu prüfen.

Zur Verbesserung der Regelungsmöglichkeiten für PFC in Galvaniken und in der Chipherstellung ist das Vorhandensein von Daten grundlegende Voraussetzung. So muss, unabhängig von der Konzentration, bekannt sein, welche PFAS in den Netzmitteln enthalten sind. Dazu gehören auch vollständige Daten zur (Öko-)Toxikologie sowie Empfehlungen zu geeigneten Minderungsmöglichkeiten (Art des Ionenaustauscherharzes oder der Aktivkohle usw.).

Neben den regulatorischen Aktivitäten (siehe auch 5.1.8) sind Forschung und Entwicklung im Bereich Cr(VI)-Alternativen und chromfreie Oberflächen zu unterstützen, da nur bei Verchromung mit Chromtrioxid oder der Kunststoffbeize mit Chromschwefelsäure derzeit ein fluoriertes Netzmittel erforderlich ist. Fluorfreie Alternativen gelten momentan als noch nicht verfahrensstabil. Wird jedoch daran gearbeitet, Cr(VI) durch Cr(III) zu ersetzen oder gänzlich chromfreie Verfahren weiter zu entwickeln (z.B. Flammschutzspritzen, Lackieren etc.), so kann auf den Einsatz von Netzmitteln gänzlich verzichtet werden. Leider wird dies nicht durch die seitens der EU Kommission gewährten Autorisierungen zum Einsatz von Cr(VI) in der Oberflächenbehandlung für 10 bis 12 Jahre<sup>5</sup> unterstützt. Dieser Zeitraum ließe sich nur durch Aktivitäten auf nationaler Ebene verkürzen.

## **7.4 Forschungs- und Handlungsbedarf im Bereich Böden**

Hinsichtlich des Wirkungspfades Boden-Pflanze wurden PFOS und PFOA zwar bislang am häufigsten untersucht, insgesamt liegen noch zu wenige Daten zum PFAS-Transfer Boden-Pflanze vor, um Transferfaktoren berechnen und eine Bewertung des Wirkungspfades Boden – Nutzpflanze – vornehmen zu können. Es fehlen systematische Untersuchungen zum Transfer Boden-Pflanze unter Feldbedingungen, die neben physikalisch – chemischen Eigenschaften von Böden auch weitere Randbedingungen, wie klimatische Faktoren berücksichtigen. Außerdem wurden von der EFSA noch keine gesetzlich festgelegten Höchstgehal-

te für Lebensmittel festgelegt. Damit fehlt ein pflanzenbezogener Bewertungsmaßstab für die Ableitung von Prüf- oder Maßnahmenwerten im Bodenschutzrecht für PFAS. Alternativ wäre eine Ableitung über die von der EFSA vorgelegten TDI-Werte für PFOS und PFOA möglich (s. auch geplante F+E-Vorhaben in Kapitel 6). Die Klärung der Pflanzenaufnahme von PFAS ist im Hinblick auf den Bodenschutz wichtig, gleichzeitig aber auch deshalb von Bedeutung, da davon die weitere landwirtschaftliche Nutzung von PFT-belasteten Flächen abhängt.

Da die ausgewerteten Daten der Länder und der Umweltprobenbank Hinweise darauf geben, dass auch forstlich genutzte Standorte signifikante Konzentrationen mit PFAS aufweisen können, sollten Waldböden unbedingt in entsprechende Monitoringprogramme für PFAS-Konzentrationen integriert werden. Die Belastung von Böden an forstlich genutzten Standorten könnte auf Auskämmeffekte und/oder auf Emittentennähe zurückzuführen sein und ist ein Hinweis auf die Rolle des Luftpfads bei der Verteilung von PFAS in der Umwelt. Eine Möglichkeit wären Untersuchungen im Rahmen der 3. Geländeerhebung BZE Wald von 2020-2022.

Dazu ist die Weiterentwicklung von Analysenverfahren für perfluorierte Verbindungen und polyfluorierte Vorläuferverbindungen im Hinblick auf die Erfassung und Prognose weiterzuentwickeln.

Die Berichterstattung aus den Bundesländern bestätigt, dass aktuell überwiegend konventionelle Sanierungsverfahren (dig and dump und pump and treat) zum Einsatz kommen. Bislang können nur die thermische Zerstörung der PFAS bzw. deren Deponierung als Stand der Technik für die Bodensanierung gelten. Die Entwicklung alternativer Sanierungsverfahren befindet sich weltweit im Anfangsstadium und erfordert noch erheblichen Forschungsbedarf. Für alternativ zum Einsatz kommende Schutz- und Beschränkungsmaßnahmen oder Managementkonzepte fehlen wissenschaftlich abgeleitete und vollzugsrobuste Überwachungs- und Steuerungsinstrumente. Die Schadstoffverlagerung für den Pfad Boden- Grundwasser bedarf unabhängig von der Schadstoffquelle qualifizierter Aussagen. Eine umfassende Einzelstoffanalytik wäre bei der Abklärung von Verdachtsfällen unverhältnismäßig. Mit dem Summenparameters (AOF) für Grundwasseruntersuchungen könnte sich eine echte Alternative anbieten, die jedoch zunächst einer Überprüfung und Validierung bedarf.

## **7.5 Forschungs- und Handlungsbedarf im Bereich Fließgewässer**

Nordrhein-Westfalen fordert für den Bereich Oberflächengewässer: „Anstelle von Einzelstoffregulierungen (wie derzeit für PFOS) sollten Zulassung, Einsatz und Anwendung für die gesamte Stoffgruppe der PFAS oder der per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen insgesamt in Betracht gezogen werden. (siehe auch Kapitel 3.2; 4.5 - Mikroschadstoffe in Gewässern (LAWA 2016)).“ (NW 2017) PFOS ist seit 2009 ein Stoff der POP Konvention – verbunden mit Minimierungs- und Berichtspflichten. Für die Bundesländer besteht mit Ausnahme von PFOS keine Messverpflichtung für PFAS. Und auch PFOS muss nur gemessen werden, wenn es Einträge oder Einleitungen im Einzugsgebiet des Oberflächengewässers gibt (OGewV). Dadurch werden die Messungen nach dem Verbot von PFOS nicht mehr in der Intensität fortgesetzt.

Um vergleichbare und für eine Trendabschätzung geeignete Messdaten zu erhalten, sollten alle PFAS in die Überwachungsprogramme der Länder aufgenommen werden.

---

<sup>5</sup> Zusammenfassung der Beschlüsse der Europäischen Kommission über Zulassungen für das Inverkehrbringen zur Verwendung und/oder für eine Verwendung von Stoffen, die in Anhang XIV der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 des Europäischen Parlaments und des Rates zur Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe (REACH) aufgeführt sind (Veröffentlicht gemäß Artikel 64 Absatz 9 der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006) - C/2017/0663, OJ C 48, 15.2.2017, p. 8–8

[http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52017XC0215\(08\)&from=DE](http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/PDF/?uri=CELEX:52017XC0215(08)&from=DE)

Es sollte geprüft werden, wie die Hersteller von PBT-Stoffen und/oder der Bund an der Finanzierung dieses Monitoring beteiligt werden können. Für dieses Monitoring wird empfohlen, das es:

- im gleichen Turnus mit der gleichen Häufigkeit,
- mit der gleichen Analytik in einer geeigneten Matrix (z.B. die länger-kettigen PFAS in Biota) und
- an wenigen ausgewählten Messstellen durchgeführt wird.

Es ist zu prüfen, inwieweit die Auswahl der Messstellen auch die Übergangs- und Küstengewässer einschließen soll.

## 7.6 Übergreifender Forschungs- und Handlungsbedarf

Die Regulierung der PFAS ist aufgrund ihrer weltweiten Verbreitung nicht nur in Deutschland, sondern international notwendig. Für die Bewertung der Umweltgefährdung und eine effektive Regulierung der mehr als 3.000 Stoffen umfassenden Stoffgruppe gibt es jedoch noch zahlreiche Informationslücken und den nachfolgend übergreifenden Forschungsbedarf:

- Identifizierung und Gruppierung von derzeit verwendeten PFAS ( Art, Menge, verfahrenstypische Verwendung, Einsatzbedingungen, Entsorgungswege und relevante Transferpfade).- **Dimensionsermittlung**
- PFAS-Bewertung bezüglich Mensch und Umweltmedien (Prozessverständnis, Mischungstoxizität und Kombinationswirkung von PFAS) – **Gefahren- und Risikobewertung**
- Untersuchungen zum Abbau der fluorierten Polymere – **Abbaumechanismen und Nachsorgeoptionen**
- Entwicklung von fluorfreien Alternativen und Alternativtechniken in Industrie und Fertigung zur Substitution der PFAS – **Minderunspotenziale, Vorsorge**
- Ausweitung des Monitorings auch auf die PFAS, die als Ersatzalternative verwendet werden und ebenfalls Grund zur Besorgnis geben – **Problemüberwachung**.

Die Umweltrelevanz der PFAS weist nicht nur in Deutschland klare Parallelen zum Dioxin-Problem auf und es steht zu befürchten, dass zukünftig weitere Stoffgruppen (Emerging Pollutants) in den Fokus geraten werden. Ein wirksames Szenario zur Untersuchung, Bewertung und zum wirksamen Umgang mit solchen Problemstoffgruppen erscheint zukünftig unerlässlich. Eine unverzichtbare Voraussetzung dafür ist die Schaffung einer statistisch abgesicherten Datenlage. Das Umweltbundesamt hält es deshalb für unerlässlich, die Stoffgruppe der PFAS umgehend in die Monitoringprogramme der Länder und des Bundes für alle Umweltmedien zu integrieren.

Weiterhin sind vollzugsrobuste und geeignete Vermeidungs-, Minderungs-, Sanierungs- und Managementansätze zu erarbeiten, rechtlich zu verankern und umzusetzen.

Notwendig sind vor allem präventive Ansätze zur Substitution und Minderung relevanter Stoffe in den betreffenden Industriebranchen und technologischen Ketten sowie in deren Abfallströmen. Die Substitution von Stoffgruppenvertretern ist grundsätzlich nur dann akzeptabel, wenn durch geeignete Prüfmechanismen deren Unbedenklichkeit attestiert werden kann.

Ohne die Implementierung wirksamer Minderungs- und Verbotsstrategien für potenzielle Schadstoffquellen lässt sich eine Trendumkehr nicht realisieren. Auf den Prüfstand sollten in diesem Zusammenhang v.a.

- der Einsatz von Klärschlämmen auf landwirtschaftlichen Flächen und
- die zur Beregnung von landwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzten Flächen eingesetzten Wässer,
- die Praktiken beim Papierrecycling.



Aufgrund der globalen Produktion und der weltweiten Verteilung in der Umwelt sind zusätzlich auch die internationalen Aktivitäten weiter verstärken.

Dazu sind die Regelungen für die Stoffgruppe der PFAS in der CLP-Verordnung, der europäischen Chemikalienverordnung REACH und der Stockholm-Konvention für langlebige organische Schadstoffe für noch fehlende Einzelstoffe und Stoffgruppenvertreter (z.B. die Identifizierung von PFOA und deren Vorläuferverbindungen als POPs) prioritär voranzutreiben.

Aufgrund der globalen Produktion und des Imports PFAS behandelter Produkte und der weltweiten Verteilung in der Umwelt erscheint es geboten, auch übergreifende Minimierungsinitiativen auf EU- und OECD Ebene zu unterstützen.

## 8. Literaturverzeichnis

- Ahrens, L., Taniyasu, S., Yeung, L.W.Y., Yamashita, N., Lam, P.K.S. and Ebinghaus, R.** (2010): Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere* 79(3), 266-272.
- Appleman, T. D. et al.** (2014): Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems. *Water Research* 51, 246–255 (2014).
- Blepp, M., W. Willand and R. Weber** (2015). Verwendung von PFOS in der Galvanik - Kennzeichen eines geschlossenen Kreislaufs, Verwendung von Ersatzstoffen. Freiburg i.Br. [u.a.]: 58.
- Biegel-Engler, A., Vierke, L., Apel, P., Fetter, É. & Staude, C.** (2017): Mitteilungen des Umweltbundesamtes zu per- und polyfluorierten Chemikalien (PFC) in Trinkwasser. *Bundesgesundheitsblatt* 60, 341–346 (2017).
- Bundesministerium für Gesundheit (2017)**: Empfehlung des Umweltbundesamtes nach Anhörung der Trinkwasserkommission, *Bundesgesundheitsblatt* 3, Heft 60, Seiten 350 – 352.
- Buck, R. C et al. (2011)** Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances in the Environment: Terminology, Classification, and Origins. *Integrated Environmental Assessment and Management* — Volume 7, Number 4—pp. 513–541
- Carter, K. E. & Farrell, J.** (2010): Removal of Perfluorooctane and Perfluorobutane Sulfonate from Water via Carbon Adsorption and Ion Exchange. *Separation Science and Technology* 45, 762–767 (2010).
- Chen, H., Reinhard, M., Nguyen, V.T. and Gin, K.Y.H.** (2016): Reversible and irreversible sorption of perfluorinated compounds (PFCs) by sediments of an urban reservoir. *Chemosphere* 144, 1747-1753.
- Chularueangaksorn, P., Tanaka, S., Fujii, S. & Kunacheva, C.** (2013): Regeneration and reusability of anion exchange resin used in perfluorooctane sulfonate removal by batch experiments. *Journal of Applied Polymer Science* 130, 884–890 (2013).
- Cornelsen, M.** (2014): Chancen für die Sanierung - Entwicklung eines leistungsfähigen Verfahrens zur Abreinigung von PFC aus Grundwasser, *TerraTech* 4/2014, S. 14 – 16.
- Edel, H.- G. et al.** (2015): PFC-Grundwassersanierungen – Technologie und Kosten aus über fünf Jahren Praxiserfahrung, Sonderdruck aus *KW – Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 8. Jahrgang, Heft 9/2015, Seite 550–554.
- EU** (2008): EG- Verordnung Nr. 1272/2008 des Europäischen Parlaments und des Rates über die Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von Stoffen und Gemischen, zur Änderung und Aufhebung der Richtlinien 67/548/EWG und 1999/45/EG und zur Änderung der Verordnung (EG) Nr. 1907/2006 (CLP-Verordnung).
- Eschauzier, C., Beerendonk, E., Scholte-Veenendaal, P. & De Voogt, P.** (2012): Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoroalkyl Acids from the Drinking Water Production Chain. *Environ. Sci. Technol.* 46, 1708–1715 (2012).
- Eschauzier, C., Voogt, P. de, Brauch, H.-J. & Lange, F. T.** (2012): Polyfluorinated Chemicals and Transformation Products (eds. Knepper, T. P. & Lange, F. T.) 73–102 (Springer Berlin Heidelberg, 2012).
- European Chemicals Agency** (2015): Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Perfluorooctanoic acid (PFOA), PFOA salts and PFOA-related substances. <https://echa.europa.eu/documents/10162/61e81035-e0c5-44f5-94c5-2f53554255a8>, 2016-08-09.

**European Chemicals Agency (2017a):** Candidate List. <https://echa.europa.eu/candidate-list-table>, 2017-02-15.

**European Chemicals Agency (2017b):** Substance evaluation - CoRAP. <https://echa.europa.eu/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table>, 2017-02-15.

**Felizeter, S., McLachlan, M.S., and De Voogt, P. (2014):** Root uptake and translocation of perfluorinated alkyl acids by three hydroponically grown crops. *Journal of agricultural and food chemistry* 62, 3334-3342.

**Fischer, S., Lilja, K., Ahrens, L., and Wiberg, K. (2016):** Poly- and perfluoroalkyl substances on the market and in the Swedish environment. *Norman Bulletin*, 6-9.

**FluoroCouncil (2016).** Applications: FluoroTechnology: Critical to Modern Life. <https://fluorocouncil.com/Applications>, 2017-02-15.

**Fromme H.:** Per- und polyfluorierte Verbindungen (PFAS) (einschl. Ersatzprodukte), [www.lgl.bayern.de/lebensmittel/chemie/kontaminanten/pfas/index.htm](http://www.lgl.bayern.de/lebensmittel/chemie/kontaminanten/pfas/index.htm), zuletzt geprüft am 09.02.2017

**Gellrich V. (2014):** Sorption und Verbreitung per- und polyfluorierter Chemikalien (PFAS) in Wasser und Boden, Dissertation, 2014

**Gellrich, V., Stahl, T. and Knepper, T.P. (2012):** Behavior of perfluorinated compounds in soils during leaching experiments. *Chemosphere* 87(9), 1052-1056.

**Grummt, T., Kuckelkorn, J., Bahlmann, A., et al. (2013):** Tox-Box: Securing drops of life - an enhanced health-related approach for risk assessment of drinking water in Germany Tox-Box: Die Tropfen des Lebens bewahren - Gesundheitsbasierte Risikobewertung für Trinkwasser in Deutschland, *Environmental Sciences Europe*, 25, 27-34.

**Higgins, C.P. and Luthy, R.G. (2006):** Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environmental Science and Technology* 40(23), 7251-7256.

**KEMI (2015):** Occurrence and use of highly fluorinated substances and alternatives. <http://www.kemi.se/en/global/rapporter/2015/report-7-15-occurrence-and-use-of-highly-fluorinated-substances-and-alternatives.pdf>.

**Kowalczyk, J. (2014):** Übergang von Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) aus kontaminierten Futtermitteln in ausgewählte Gewebe des Mastschweins und der Legehähne, Dissertation, BfR 2013.

**LABO (2015):** Boden- und Grundwasserkontaminationen mit PFC bei altlastenverdächtigen Flächen und nach Löschmitteleinsätzen, Anlage A – Grundlagen, Projekt-Nr. B 4.14, [http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb\\_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B\\_4.14/index.jsp](http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/cms/WaBoAb_prod/WaBoAb/Vorhaben/LABO/B_4.14/index.jsp), abgerufen am 14.3.2017 Lange F.T.: Entwicklung eines Analysenverfahrens zur summarischen Erfassung poly- und perfluororganischer Verbindungen (PFC) im Abwasser, FKZ 371026320, 2012, abrufbar unter [www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten\\_BMU/Pool/Forschungsdatenbank/fkz\\_3710\\_26\\_320\\_abwasser\\_pfc\\_analyse\\_bf.pdf](http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Forschungsdatenbank/fkz_3710_26_320_abwasser_pfc_analyse_bf.pdf), zuletzt geprüft am 10.02.2017.

**Landtag BW (2016):** Drucksache 16/513 vom 22.09.2016.

**LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2010):** PFT-Belastung in Grundwasser und Oberflächengewässern sowie in Abwasser und Klärschlamm Deutschlands

**LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2016):** Mikroschadstoffe in Gewässern.

**Lindström, A.B., Strynar, M.J., Delinsky, A.D., Nakayama, S.F., McMillan, L., Libelo, E.L., Neill, M. and Thomas, L. (2011):** Application of WWTP biosolids and resulting

perfluorinated compound contamination of surface and well water in Decatur, Alabama, USA. *Environmental Science and Technology* 45(19), 8015-8021.

**LUBW** – Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg und Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hrsg.) (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg.

**Lundgren, S.** (2014): Evaluation of the efficiency of treatment techniques in removing perfluoroalkyl substances from water. (2014).

**Lung (Hrsg.)** (2015): Trendmonitoring von Schadstoffen in Fischen aus Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns, Monitoring 2015, Zusammenfassung 2013 - 2015. - Institut für Angewandte Ökosystemforschung GmbH (IfAÖ), Neu Broderstorf, Bericht zur Gewässergüte im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Güstrow, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern 2016, Heft 3, 35 S.

**Mahlberg, A.** (2015): PFC-Untersuchungen an mit Papierschlämmen beaufschlagten Ackerflächen im Stadtkreis Mannheim, PEDOS GmbH, Projekt-Nr. 2637-ABPFC im Auftrag der Stadt Mannheim, FB Grünflächen und Umwelt, 2015 (unveröffentlicht).

**Ministerium für ländlichen Raum und Verbraucherschutz (MLR) Baden-Württemberg** (2017): Beurteilungswerte für PFC in verschiedenen Lebensmitteln, nicht veröffentlicht.

**Orchoa-Herrera, V. & Sierra-Alvarez, R.** (2008): Removal of perfluorinated surfactants by sorption onto granular activated carbon, zeolite and sludge. *Chemosphere* 72, 1588–1593 (2008).

**OECD** (2007): Lists of PFOS, PFAS, PFOA, PFCA, related compounds and chemicals that may degrade to PFCA, 21., 2007

**OECD** (2013): OECD/UNEP Global PFC Group, Synthesis paper on per- and polyfluorinated chemicals (PFCs). <http://www.oecd.org/chemicalsafety/risk-management/synthesis-paper-on-per-and-polyfluorinated-chemicals.htm>, 2017-02-15.

**OGewV** - Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)

**Pan, C.G., Liu, Y.S. and Ying, G.G.** (2016): Perfluoroalkyl substances (PFASs) in wastewater treatment plants and drinking water treatment plants: Removal efficiency and exposure risk. *Water Res* 106, 562-570.

**Radykewicz, T.** (2015): Perfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) in tierischen und pflanzlichen Lebensmitteln – Ergebnisse der Jahre 2014 und 2015, CVUA Freiburg, [http://www.ua-bw.de/pub/beitrag.asp?subid=3&Thema\\_ID=5&ID=2287&lang=DE&Pdf=No](http://www.ua-bw.de/pub/beitrag.asp?subid=3&Thema_ID=5&ID=2287&lang=DE&Pdf=No).

**Rahman, M. F., Peldszus, S. & Anderson, W. B.** (2010): Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: A review. *Water Research* 50, 318–340 (2014).

**Regierungspräsidium Karlsruhe** (2016): Vorerntemonitoring 2016 auf PFC belasteten Flächen: Tendenzen des Vorjahres bestätigen sich, [http://www.landkreis-rastatt.de/Lde/Startseite/aktuelles/vorerntemonitoring+2016+auf+pfc+belasteten+flaechen\\_+tendenzen+des+vorjahres+bestaetigen+sich.html](http://www.landkreis-rastatt.de/Lde/Startseite/aktuelles/vorerntemonitoring+2016+auf+pfc+belasteten+flaechen_+tendenzen+des+vorjahres+bestaetigen+sich.html), abgerufen am 14.3.2017

**Reinhard, M., Müller, C.** (2016): PFC-Untersuchungen in Mannheim-Nord – Orientierende Untersuchung, 2. Zwischenbericht zur dritten Untersuchungskamagne, Arcadis Germany GmbH im Auftrag der Stadt Mannheim, Untere Bodenschutzbehörde, November 2016

**Schroter-Kermani, C., Muller, J., Jurling, H., Conrad A., Schulte C.** (2013): Retrospective monitoring of perfluorocarboxylates and perfluorosulfonates in human plasma archived by the German Environmental Specimen Bank. *Int J Hyg Environ Health*. 2013;216(6):633–640. [PubMed]

- Senevirathna, S. T. M. L. D. et al.** (2010): A comparative study of adsorption of perfluorooctane sulfonate (PFOS) onto granular activated carbon, ion-exchange polymers and non-ion-exchange polymers. *Chemosphere* 80, 647–651 (2010).
- Sepulvado, J.G., Blaine, A.C., Hundal, L.S. and Higgins, C.P.** (2011): Occurrence and fate of perfluorochemicals in soil following the land application of municipal biosolids. *Environmental Science and Technology* 45(19), 8106-8112.
- Stahl, T., Heyn, J., Georgii, S., Brunn, H.** (2009): Aufnahme perfluorierter Tenside (PFT) in pflanzliche Lebensmittel und Futtermittel. *Lebensmittelchemie* 2009, 63(1), 8-10.
- Stark, J.** (2017): Umgang mit PFC-Kontaminationen in Baden-Württemberg, Vortrag ITVA-Symposium 2017, Bremen.
- Steinle-Darling, E. & Reinhard, M.** (2008): Nanofiltration for Trace Organic Contaminant Removal: Structure, Solution, and Membrane Fouling Effects on the Rejection of Perfluorochemicals. *Environ. Sci. Technol.* 42, 5292–5297 (2008).
- Takagi, S. et al.** (2011): Fate of perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoate in drinking water treatment processes. *Water Res.* 45, 3925–3932 (2011).
- Thompson, J. et al.** (2011): Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia. *Chemosphere* 82, 9–17 (2011).
- Ulrich, H. et al.** (2016): Entwicklung von Aufbereitungsverfahren für PFC-haltige Grundwässer am Beispiel des Flughafens Nürnberg, Abschlussbericht, Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
- Ulrich, H., Gierig, M., Hübner, G., Freier, K., Buchmeier, G., Körner, W., Sengl, M., Melzer, S., Baumann, M., Meierfels, T., Rupprich, A.** (2017): PFC in Bayern. Untersuchungen 2006-2016. Bericht Bayerisches Landesamt für Umwelt. Im Druck
- Umweltbundesamt** (2013): Ratgeber: Fluorhaltige Schaumlöschmittel umweltschonend einsetzen. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/ratgeber-fluorhaltige-schaumloeschmittel>.
- Umweltbundesamt** (2011): Grenzwerte, Leitwerte, Orientierungswerte, Maßnahmenwerte – Aktuelle Definitionen und Höchstwerte, 2011, [http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/grenzwerte\\_leitwerte.pdf](http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/377/dokumente/grenzwerte_leitwerte.pdf)
- US EPA (2017)**: Water Treatability Database. Available at: <https://iaspub.epa.gov/tdb/pages/general/home.do>. (Accessed: 10th March 2017) (2017).
- Vierke, L., Möller, A., Klitzke, S.** (2014): Transport of perfluoroalkyl compounds in a water-saturated sediment column investigated under near-natural conditions, *Environmental Pollution*, 186C:7-13.
- Wallington, T.J., HURLEY, M.D., XIA, J., WUEBBLES, D.J., SILLMAN, S., MARTIN, J., PENNER, J.E., ELLIS, D.A., NIELSEN, O.J., ANDERSEN, M.P.S.** (2006): Formation of C7F15COOH (PFOA) and other perfluorocarboxylic acids during the atmospheric oxidation of 8:2 fluortelomer alcohol. *Environmental Science and Technology* 40, 924–930.
- Wang, Z., Xie, Z., Mi, W., Möller, A., Wolschke, H., and Ebinghaus, R.** (2015): Neutral Poly/Per-Fluoroalkyl Substances in Air from the Atlantic to the Southern Ocean and in Antarctic Snow. *Environmental Science & Technology* 49, 7770-7775.
- Washington, J.W., Yoo, H., Ellington, J.J., Jenkins, T.M. and Libelo, E.L.** (2010): Concentrations, distribution, and persistence of perfluoroalkylates in sludge-applied soils near Decatur, Alabama, USA. *Environmental Science and Technology* 44(22), 8390-8396.

**Weinfurtner, K. et al.** (2009): Untersuchungen zum Übergang aus PFT-belasteten Böden in Pflanzen, Fraunhofer-Institut für Molekularbiologie und Angewandte Ökologie Schmallenberg im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW, 2009.

**Yu, Q., Zhang, R., Deng, S., Huang, J. & Yu, G.** (2009): Sorption of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate on activated carbons and resin: Kinetic and isotherm study. *Water Research* 43, 1150–1158 (2009).

Stoffbezeichnung	Acronym	CAS #	Formel	LOQ (Bestimmungsgr enze)	Anzahl Bundesländer	Anzahl der untersuchten Messstellen	Summe der Funde > LOQ	Anteil der Funde in %
<b>Perfluorohexanoic Acid</b>	<b>PFHxA</b>	307-24-4	$F(CF_2)_6COOH$		3	1038	476	45,9
<b>Perfluorooctanoic Acid</b>	<b>PFOA</b>	335-67-1	$F(CF_2)_7COOH$		5	652	445	68,3
<b>Perfluoropentanoic Acid</b>	<b>PFPeA</b>	2706-90-3	$F(CF_2)_4COOH$		2	575	420	73,0
Perfluorobutanoic Acid	PFBA	375-22-4	$F(CF_2)_3COOH$	0,001/0,01/0,05	1	543	407	75,0
Perfluoroheptanoic Acid	PFHpA	375-85-9	$F(CF_2)_6COOH$	0,001/0,01/0,05	2	1007	401	39,8
<b>Perfluorohexane Sulfonate</b>	<b>PFHxS</b>	432-50-8	$F(CF_2)_6SO_3H$		2	573	248	43,3
<b>Perfluorooctane Sulfonate</b>	<b>PFOS</b>	1763-23-1	$F(CF_2)_8SO_3H$		4	644	213	33,1
Perfluoroktansulfonsäure incl Isomeren	<b>GPFOA</b>			0,005	1	450	203	45,1
<b>Perfluorobutane Sulfonate</b>	<b>PFBS</b>	375-73-5	$F(CF_2)_4SO_3H$		2	584	179	30,7
Perfluorodecanoic Acid	PFDA	335-76-2	$F(CF_2)_9COOH$	0,001/0,01/0,05/0,1	2	1006	86	8,5
<b>Perfluorononanoic Acid</b>	<b>PFNA</b>	375-95-1	$F(CF_2)_8COOH$		3	1046	84	8,0
Perfluoroktansäure incl Isomeren	<b>GPFOA</b>			0,005	1	452	82	18,1
Perfluorhexansulfonsäure	<b>PFHxS</b>			0,01	1	299	68	22,7
Perfluorbutansulfonsäure	<b>PFBS</b>			0,01	1	299	42	14,0
<b>1H, 1H, 2H, 2H- Perfluorooctanesulfonic Acid</b>	<b>H4-PFOS (6:2 FTS)</b>	27619-97-2	$F(CF_2)_6CH_2CH_2SO_3H$		2	518	31	6,0
Perfluoroheptane Sulfonate	PFHpS	357-92-8	$F(CF_2)_7SO_3H$	0,001/0,01/0,05/0,1	1	388	28	7,2
1H, 1H, 2H, 2H- Perfluorodecanesulfonic Acid	H4-PFDeS (8:2 FTS)	39108-34-4	$F(CF_2)_8CH_2CH_2SO_3H$	0,001/0,01/0,05	1	242	24	9,9
Perfluorpentansäure	<b>PFPA</b>			0,01	1	457	22	4,8
<b>1H, 1H, 2H, 2H- Perfluoroundecanesulfonic Acid</b>	<b>H4-PFUDS (10:2 FTS)</b>	120226-60-0	$F(CF_2)_{10}CH_2CH_2SO_3H$	0,001/0,01/0,05/0,1	1	466	19	4,1
Perfluorbutansulfonsäure incl Isomeren	<b>GPFBs</b>			0,01	1	161	18	11,2
Perfluoroundecanoic Acid	PFUnA	2058-94-8	$F(CF_2)_{10}COOH$	0,001/0,01/0,05/0,1	1	511	18	3,5
Perfluorbutansäure	<b>PFBuA</b>			0,01	1	367	15	4,1
Perfluorododecanoic Acid	PFDoA	307-55-1	$F(CF_2)_{11}COOH$	0,001/0,01/0,05/0,1	2	635	15	2,4
<b>Perfluorooctane Sulfonamide</b>	<b>PFOSA</b>	754-91-6	$F(CF_2)_8SO_2NH_2$		2	528	10	1,9
Perfluorhexansulfonsäure incl Isomeren	<b>GPFHxS</b>			0,01	1	161	8	5,0
H4-Perfluorocylsulfonsäure	<b>H4PFOS</b>			0,01	1	128	2	1,6
<b>1H, 1H, 2H, 2H- Perfluorohexanesulfonic Acid</b>	<b>H4-PFHxS (4:2 FTS)</b>	757124-72-4	$F(CF_2)_4CH_2CH_2SO_3H$	0,001/0,01/0,05	1	240	2	0,8
Perfluorodecane Sulfonate	PFDS	333-77-3	$F(CF_2)_{10}SO_3H$	0,001/0,01/0,05/0,1	1	533	2	0,4
Perfluoroktansulfonsäure	<b>PFOS</b>			0,01	1	6	1	16,7
Perfluorotetradecanoic Acid	PFTeDA	376-06-7	$F(CF_2)_{13}COOH$	0,01	1	17	0	0,0
Perfluordecylsulfonsäure	PFDS			0,01	1	126	0	0,0
Perfluorundekansäure	PFUA			0,01	1	126	0	0,0

BL	Anz.	Anzahl bepr. Standorte Bodendauerbeobachtung	Stoffspektrum Feststoff	Boden-Feststoffgehalte Minimal-/Maximalwerte in µg/kg TS	Stoffspektrum Eluat	Boden, Eluatgehalte Minimal-/Maximalwerte in µg/l	Metadaten: Standort, Bodenart, pH-Wert, TOC	Probenahme, Analyse	Sonst. Informationen
BW	ca. 15		ΣPFC (18 Einzelsubstanzen)	10,4 - 256		0,969 - 17,17	Acker, Oberboden: 0-30cm, Schluff, überwiegend feinsandig, TOC 3,7 - 5,2%	n. BBodSchV, LC-MS/MS (UST), DIN 38407-F42, DIN 19527 (UST) (*), DIN EN 38414-S14, ISO 25101 (UST), BG 5 µg/kg	Stadt Mannheim, 110 ha von 120 ha untersuchter Ackerfläche PFC belastet, vorherrschender Parameter: PFOA, auch im Eluat
				nicht nachweisbar - 228		1,18 - 64,03	Acker, Unterboden 30-60cm	s.o.	Stadt Mannheim, s.o.
	1392 (Standard 12/2016)		ΣPFC	Mittelwerte aus 324 Analysen: PFOS: 63, PFDA: 48, PFDDS: 21, PFOA:15	dto.	Mittelwerte aus 352 Analysen: PFBA: 7; PFBS: 3, PFPEA: 2,7, PFOS: 1,5 PFC-Summe max: 32 µg/l (Flittner 2017)	in den vorliegenden Daten nicht enthalten	in den vorliegenden Daten nicht enthalten	Raum Rastatt / Baden-Baden (7,83km² Ackerfläche) in 8 Teilbearbeitungsgebieten (davon 315 ha belastet)
	1		ΣPFC (18 Einzelsubstanzen)	< BG (5µg/kg TS)				s.o.	Fläche Kompostierwerk, dass die Komposte zur Beaufschlagung der o.g. Ackerflächen geliefert hat.
	1		ΣPFC: 18 Einzelsubstanzen: PFBA / PFPeA / PSHxA / PFHpA / PFOA / PFNoA / PFDeA / PFUnA / PFDoA / PFOSA / PFBS / PSHxS / PFHpS / PFOS / PFDeS / Fluorotolomersulfonate (4:2; 6:2; 8:2)	≤ 7950		≤ 791,52		Eluat:W/F:10/1	Flughafen Stuttgart, Brandlöschungsgelände
1		18 PFC-Einzelparame-ter; ab Mitte 2015 auf 19 PFC-Einzelparame-ter (PFBA / PFPeA / PSHxA / PFHpA / PFOA / PFNoA / PFDeA / PFUnA / PFDoA / PFOSA / PFBS / PFPeS / PSHxS / PFHpS / PFOS / PFDeS / Fluorotolomersulfonate (4:2; 6:2; 8:2))	ca. 100 - 14100	ΣPFC			9 Bohrungen+ 22 RKS	Shredderwerk Herberlingen	
28	20	20 per- und polyfluorierte Verbindungen	Acker n.n.; Grünland, 1*BG (1 µg/kg TS) PFOS; Wald durchgängig PFOS > BG, max. 8 µg/kg, PFOA max. 2 µg/kg, PFDA BG (PFOA + PFDA in mehreren Proben)	ΣPFC		max. PFBA 0,47 µg/l, Acker im Mittel 0,2 µg/l, Grünland 0,3 µg/l, Wald 0,6 µg/l	umfangreich im Bericht dargestellt	horizontbezogene Mischproben (bei Waldflächen zusätzlich Auflagehorizonte), DIN 38414-14, DIN 38407-42 für Feststoff, DIN 19529 (2:1), DIN 38407-42 für wässrige Eluate	Auswertung der 3.Beprobung des Basissessnetzflächen (2007-2013)
1		Σ14 PFC	< 1	Σ24 PFC		max. 63		2:1 - Eluat	Weisweil, Löschmitteleinsatz
BY	19		10 PFC*, Hauptkontaminanten PFHxS, PFOA, PFOS	153 - 845,3		34,6-303	Umfeld von Militärflughafen, Industriestandorten und Raffinerien		Überwiegend durch Umgang mit Löschmitteln, Maximalwert: 280 µg/l PFHxS
	1 Feststoff, 4 Eluat		PFBA, PFPeA,PFBS,PFHxA,PFHpA, PFHxS,PFOA,PFNA,PFOS,PFDA, PFUDa,PFDoA	Σ 533,21	ΣPFC (PFBA,PFPeA,PFBS, PFHxA,PFHxS,PFHpA,PFOA,PFNA,PFOS)	0,017 - 0,277	Burghausen 2016, Eluate aus Oberböden von Forststandorten, Grünland, Hutung 2016		bestimmender Parameter: 0,11 PFOA, Forststandort mit der höchsten Belastung: ggf. Auskämmeffekt und Emittentennähe
HE	23		ΣPFC (17 PFC)	≤ 600 µg/kg			Mineralböden		Standorte, die potenziell oder bekannterweise mit PFC-halt. Material beaufschlagt wurden. Bestimmender Parameter: PFOA (284,4 µg/kg TS)
	11		ΣPFC (17 PFC)	≤12,4			Oberboden Humusauflage, Oberboden, Wald, Acker, Grünland		Auenstandorte (Wald, Acker, Grünland) höchste ermittelte Gehalte Humusauflage, Oberboden, höchster Gehalt einer Einzelsubstanz: 3,7 µg/kg PFOS
	4		ΣPFC (17 PFC)	≤7,2			Humusauflage, Oberboden, Wald, Acker, Grünland		
	2		ΣPFC (17 PFC)	≤4,6					
NW	9		Σ 10 PFC nach DIN ?	69 - 35.000 (MW 7400)	Σ 10 PFC nach DIN ?	≤ 0,1 - 950	Altstandorte, Löschschaumeinsatzorte	BG bei 10 µg/kg	Altstandorte bestimmter Branchen und Altablagerungen sowie Einsatzorte mit Löschschäumen insgesamt 69 Fälle ausgewiesener PFC-Belastung, Daten nur von 9 gemeldeten Fällen.
RP	4		ΣPFC (PFBS,PFBA,PFPeA,PFHxS,PFHxA,PFHpA,PFOS,PFOA,PFNA,PFDA)	<10 - 3250	ΣPFC (PFBS,PFBA,PFPeA, PFHxS,PFHxA,PFHpA,PFOS,PFOA,PFNA, PFDA)	< 0,05 - 660	Daten aus dem Umfeld rheinland-pfälzischer Flughäfen (höchste Belastung: Nato Flugplatz Büchel), Boden:20-40cm, Eluat: 20cm)	Boden:20-40cm, Eluat: 20cm,Analytik: DIN 38414-14 (S 14),ISO 25101 / DIN 38407-42 (F 42)	Kontaminationen infolge von Löschmitteleinsätzen auf Flughäfen, bestimmender Parameter: PFOS (Eluat: 630,0 µl/l und Feststoff 3000 µg/kg TS)
SH	7		PFOS und PFOA	<0,01 - 850			höchster Wert: Gelände nach Flugzeugabsturz und Brand		Löscheinsätze bei Bränden
	9		PFOS,PFOA,PFPeA,PFBA,PFHxA,PFHpA,PFNA,PFDA,PFUnDA,PFDoDA,PFBS,PFHxS,PFDS,PFOSA,6:2-FTS	< 1	PFBA,PFPeA,PFHxA,PFHpA,PFOA,PFNA,PFDA,PFUnA,PFDoDA,PFBS,PFHxS,PFOS,PFDS,PFOSA,6:2-FTS	≤ 0,046	0-5cm, Grünland,	BG: 1 µg/kg	vorherrschende Parameter: , PFOA,PFBA, PFPeA
BE			keine Antwort						
BB			keine Antwort						
B			keine Antwort						
HH			--						
MY			keine Antwort						
SL			--						
SN			--						
ST			--						
NS				0					
TH									

\*untersuchtes Stoffspektrum gem. Leitlinie zur vorläufigen Bewertung von PFC-Verunreinigungen in Wasser und Boden des LFU, Jan.2015



Anlage 3 a -Wirkungspfad Boden - Pflanze

NRW, Daten aus Anbauversuchen der FHG Schmallenberg im Hochsauerland 2007 und 2008 im Auftrag des Umweltministeriums NRW

Stoff	Datenart	Infos zur Versuchsanordnung	Messwert Boden in µg/kg	Pflanzenart	Messwert Pflanze in µg/kg	Transferfaktor	Messwert Boden max. in µg/kg TS	Wertereferenzen	Deltabetr.	Trend	Sonstiges			
PFOA	Oberboden, Mittelwerte aus Freilandve	Kontrolle	21	Mais	0,5	0,021					Erntezeitpunkt Okt. 07			
		mittel belastet	77		1,6	0,02								
		hochbelastet	315		6,4	0,022	192							
		Kontrolle	21	Sommerweizen, Korn	0,5	0,021						Erntezeitpunkt Okt. 07		
		mittel belastet	77		1,1	0,02								
		hochbelastet	315		42,9	0,022	314							
				Kontrolle	21	Kartoffel	3	0,13						Erntezeitpunkt Okt. 07
				mittel belastet	77		3,5	0,045						
				hochbelastet	315		15	0,05	372					
		Kontrolle	21	Weidelgras	9,5	0,42					Erntezeitpunkt Okt. 07			
		mittel belastet	77		37	0,48								
		hochbelastet	315		254,4	0,872	381							
PFOS	Oberboden, Mittelwerte aus Freilandve	Kontrolle	22	Mais	0,5	0,022					Erntezeitpunkt Okt. 07			
		mittel belastet	328		14,4	0,031								
		hochbelastet	3003		93,9	0,028	2305							
		Kontrolle	22	Sommerweizen, Korn	0,1	0,004						Erntezeitpunkt Okt. 07		
		mittel belastet	328		0,3	0,001								
		hochbelastet	3003		4,3	0,001	2687							
				Kontrolle	22	Kartoffel	1	0,035						Erntezeitpunkt Okt. 07
				mittel belastet	328		0,5	0,001						
				hochbelastet	3003		6	0,002	3133					
		Kontrolle	22	Weidelgras	1	0,043					Erntezeitpunkt Okt. 07			
		mittel belastet	328		26,4	0,057								
		hochbelastet	3003		435,2	0,13	3888							
PFOA	Oberboden, Mittelwerte aus Freilandve	Kontrolle	7,2	Mais	2,8	0,08					Erntezeitpunkt Nov. 2008			
		mittel belastet	17,26		3,6	0,055								
		hochbelastet	313,65		7,4	0,024	185,6							
		Kontrolle	7,2	Weidelgras	0,7	0,255						Erntezeitpunkt Nov. 2008		
		mittel belastet	17,26		5,5	0,337								
		hochbelastet	313,65		304,6	0,548	441,7							
				Kontrolle	21,25	Mais	0,2	0,014						Erntezeitpunkt Nov. 2008
				mittel belastet	459,35		13,9	0,03						
				hochbelastet	3407,15		306,8	0,063	3196,8					
		Kontrolle	21,25	Weidelgras	2,2	0,079					Erntezeitpunkt Nov. 2008			
		mittel belastet	459,35		34,9	0,078								
		hochbelastet	3407,15		1195,5	0,255	3617,5							

Gefäßversuche Hessisches Landeslabor Wiesbaden 2009

Stoffe/-gruppe	Datenart	Zusatzinfos zur Versuchsanordnung	Messwert Boden in µg/kg	Pflanzenart	Messwert Pflanze in	Transferfaktor					
PFOA	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Mais (Kolben)	0						
			250		0,002	0,000008					
			1000		0,004	0,000004					
			10.000		0,033	0,000033					
			25.000		0,157	0,0000628					
			50.000		0,44	0,000088					
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Mais (Stroh)	0,012						
			250		0,068	0,000272					
			1000		0,126	0,000126					
			10.000		2060	0,206					
			25.000		7700	0,308					
			50.000		15.500	0,31					
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Hafer (Stroh)	0,046						
			250		0,22	0,00088					
			1000		0,69	0,00069					
			10.000		1,8	0,00018					
			25.000		91	0,0036412					
			50.000		217	0,00434					
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Hafer (Korn)	0,002						
			250		0,012	0,000048					
			1000		0,054	0,000054					
			10.000		1,2	0,00012					
			25.000		0,96	0,000384					
			50.000		1,48	0,000296					
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Kartoffel (geschält)	0						
			250		0	0					
			1000		0	0					
			10.000		0,007	0,000007					
			25.000		0,019	0,0000076					
			50.000		0,052	0,0000104					
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Kartoffel (Schale)	0						
			250		2	0,008					
			1000		2	0,002					
			10.000		20	0,002					
			25.000		41	0,00164					
			50.000		234	0,00468					
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Weizen Stroh	18						
			250		800	3,2					
			1000		1900	1,9					
			10.000		42.600	4,26					
			25.000		94.200	3,768					
			50.000		341.000	6,82					
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Weizen Korn	1						
			250		24	0,096					
			1000		9	0,009					
			10.000		1.300	0,13					
			25.000		1.340	0,0536					
			50.000		1.110	0,0222					
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand vermischt und mit Weidelgras 1.-4.Schnitt	< BG (1µg/kg Boden)	1. Schnitt	Transferfaktor	2. Schnitt	Transferfaktor	3. Schnitt	Transferfaktor	4.Schnitt	Transferfaktor
			1		19		7		4		
			250	0,128	550	2,2	170	0,68	1550	6,2	
			1000	0,408	2860	2,86	762	0,762	7520	7,52	
			10.000	0,253	43300	4,33	18800	1,88	55100	5,51	
			25.000	0,3692	64300	2,572	34900	1,396	49300	1,972	
			50.000	0,464	100300	2,006	39100	0,782	54000	1,08	

Stoffe/-gruppe	Datenart	Zusatzinfos zur Versuchsanordnung	Messwert Boden in µg/kg	Pflanzenart	Messwert Pflanze in	Transferfaktor					
PFOS	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Mais (Kolben)	0						
			250		0						
			1000		3	0,003					
			10.000		40	0,004					
			25.000		211	0,00844					
	50.000		288	0,00576							
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Mais (Stroh)	3						
			250		33	0,132					
			1000		104	0,104					
			10.000		2060	0,206					
			25.000		5050	0,202					
	50.000		7900	0,158							
	Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Hafer (Stroh)	46						
			250		56	0,224					
			1000		150	0,15					
10.000				2700	0,27						
25.000				19100	0,764						
50.000		41400	0,828								
Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Hafer (Korn)	2							
		250		1	0,004						
		1000		17	0,017						
		10.000		124	0,0124						
		25.000		102	0,00408						
50.000		124	0,00248								
Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Kartoffel (geschält)	0							
		250		0	0						
		1000		0	0						
		10.000		7	0,0007						
		25.000		16	0,00064						
50.000		34	0,00068								
Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Kartoffel (Schale)	0							
		250		5	0,02						
		1000		13	0,013						
		10.000		85	0,0085						
		25.000		170	0,0068						
50.000		590	0,0118								
Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Weizen Stroh	20							
		250		50	0,2						
		1000		270	0,27						
		10.000		9950	0,995						
		25.000		21600	0,864						
50.000		76900	1,538								
Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand	< BG (1µg/kg Boden)	Weizen Korn	0							
		250		0	0						
		1000		0	0						
		10.000		2	0,0002						
		25.000		6	0,00024						
50.000		34	0,00068								
Daten aus Gefäßversuchen	Mitscherlich-Gefäße, Lößboden mit Quarzsand vermischt und mit Weidelgras 1.-4.Schnitt	< BG (1µg/kg Boden)	1. Schnitt	Transferfaktor	2. Schnitt	Transferfaktor	3. Schnitt	Transferfaktor	4.Schnitt	Transferfaktor	
		250		1		20		6		9	
		1000		12	0,048	67	0,268	41	0,164	88	0,352
		10.000		120	0,12	220	0,22	92	0,092	470	0,47
		25.000		760	0,076	6650	0,665	2650	0,265	42000	4,2
		50.000		4030	0,1612	20700	0,828	10260	0,4104	39000	1,56
		11700	0,234	30070	0,6014	18250	0,365	28000	0,56		

**Legende:**

Stoffe/-gruppe	Vertreter der PFC für den/die Daten übermittelt wurden
Medium	Grundwasser, Oberflächengewässer, Trinkwasser, Klärschlamm, Boden
Datenart	Einzelmeßwerte, standortbezogen, flächenhaft
Messwert	übermittelte Werte (Mittelwert)
Messwert max.	höchster Meßwert
Wertereferenz	UQN, Grenzwerte, Prüfwerte etc.
Deltabetrachtung	Beschreibt verbal den Vergleich von Messwert und Wertereferenz.
Trend	Ist auf der übermittelten Datenbasis bereits ein Trend festzustellen? Wenn ja wie ist er zu charakterisieren
Sonstiges	Ergänzende Bemerkungen zur Auswertung