

Eine sichere Ressource für uns alle!



➔ www.zukunftsprogramm-wasser.de

Abschätzung von Aufbereitungskosten zur Einhaltung verschiedener Trinkwassergrenzwerte für PFAS

Studie

Dr.-Ing. Marcel Riegel

TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe

M. Sc. Patricia Riede

TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser, Karlsruhe



**Abschätzung von
Aufbereitungskosten zur
Einhaltung verschiedener
Trinkwassergrenzwerte für PFAS
– PFAS-Trink 2.0 –**

**Studie im Rahmen des
DVGW-Zukunftsprogramm Wasser**

April 2026

Zusammenfassung

Der Bericht bewertet die PFAS-Belastung der Trinkwasserversorgung in Deutschland und aufgrund der guten Datenlage der Schweiz sowie den wirtschaftlichen Aufwand zur Einhaltung verschiedener aktueller und potenzieller Grenzwerte. Grundlage sind über 2.600 deutsche Trinkwasseranalysen (2015–2025), eine landesweite Schweizer Untersuchung (2023), Daten der Grundwasserdatenbank Baden-Württemberg sowie internationale PFAS-Monitoringprogramme.

Die Auswertung zeigt, dass der derzeitige EU-Grenzwert Σ **PFAS-20 = 0,1 $\mu\text{g/L}$** nur in **1,7 %** der deutschen und **0,9 %** der Schweizer Proben überschritten wird. Für den Parameter Σ **PFAS-4 = 0,02 $\mu\text{g/L}$** , der in Deutschland ab 2028 in Kraft tritt, liegen die Überschreitungsraten bei **3,9 %** bzw. **2,8 %**. Werden strengere Werte diskutiert (z. B. 4 oder 2 ng/L), steigt die Betroffenheit jedoch auf **20–30 %**, was erhebliche Auswirkungen auf die öffentliche Wasserversorgung hätte.

Technisch stehen derzeit vor allem die **Aktivkohlefiltration** und **Membranverfahren** zur PFAS-Entfernung zur Verfügung. Aktivkohle ist für langkettige PFAS wirksam, zeigt jedoch bei kurzkettigen Substanzen wie PFBA und PFPeA sehr kurze Laufzeiten. **TFA** kann weder durch Aktivkohle noch durch Ionenaustauscher adsorptiv entfernt werden und wäre nur mittels **Umkehrosmose** im Vollstrom behandelbar, was zu extrem hohen Kosten und Umweltbelastungen führt.

Die Kostenanalysen zeigen bei der jeweils zugrundeliegenden Betroffenheit deutlich ansteigende volkswirtschaftliche Effekte bei sinkenden Grenzwerten:

- Einhaltung von Σ **PFAS-20 = 0,1 $\mu\text{g/L}$** : ca. **26 Mio. €/a**
- Σ **PFAS-4 = 0,02 $\mu\text{g/L}$** : ca. **42 Mio. €/a**
- Σ **PFAS-4 = 0,004–0,002 $\mu\text{g/L}$** : **340–510 Mio. €/a**
- **TFA-Grenzwerte (1 $\mu\text{g/L}$ bzw. 0,1 $\mu\text{g/L}$)**: **1,9–3,3 Mrd. €/a**

Besonders TFA-Regulierungen würden eine nahezu flächendeckende Umkehrosmose erfordern und gelten als technisch wie ökologisch kaum vertretbar. Insgesamt zeigt die Studie, dass moderate Grenzwerte erfüllbar sind, strenge Absenkungen jedoch massive Investitionen und strukturelle Veränderungen der Trinkwasseraufbereitung erfordern würden.

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|-----|--|----|
| 1 | Einleitung | 1 |
| 2 | Daten zur Betroffenheit der Wasserversorgung | 2 |
| 2.1 | Analyseergebnisse aus verschiedenen deutschen Laboren | 2 |
| 2.2 | Betroffenheit durch TFA in Deutschland | 4 |
| 2.3 | Betroffenheit durch PFAS und TFA in der Schweiz | 6 |
| 2.4 | The Forever Lobbying Project | 7 |
| 2.5 | Grundwasserdatenbank Wasserversorgung Baden-Württemberg | 12 |
| 2.6 | Vergleichende Gegenüberstellung der Daten | 15 |
| 3 | Aufbereitungswirksamkeit | 18 |
| 3.1 | Einsatz von Aktivkohle | 18 |
| 3.2 | Behandlung über dichte Membranen (UO, NF) | 22 |
| 3.3 | Einsatz von Ionenaustauschern | 24 |
| 3.4 | Ausblick auf andere Verfahren | 25 |
| 4 | Kostenabschätzung | 26 |
| 4.1 | Aufbereitungsziel „ \sum PFAS-20“ = 0,1 $\mu\text{g/L}$ | 27 |
| 4.2 | Aufbereitungsziel „ \sum PFAS-4“ = 0,02 $\mu\text{g/L}$ | 28 |
| 4.3 | Aufbereitungsziel „ \sum PFAS-4“ = 0,01 $\mu\text{g/L}$ | 29 |
| 4.4 | Aufbereitungsziel „ \sum PFAS-4“ = 0,004 $\mu\text{g/L}$ | 29 |
| 4.5 | Aufbereitungsziel „ \sum PFAS-4“ = 0,002 $\mu\text{g/L}$ | 30 |
| 4.6 | Aufbereitungsziel TFA = 1 $\mu\text{g/L}$ | 31 |
| 4.7 | Aufbereitungsziel TFA = 0,1 $\mu\text{g/L}$ | 32 |
| 4.8 | Vergleichende Gegenüberstellung der Aufbereitungskosten | 33 |
| 5 | Literaturverzeichnis | 37 |
| 6 | Abbildungsverzeichnis | 39 |
| 7 | Tabellenverzeichnis | 40 |
| | Anhang | 42 |

1 Einleitung

Für per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) existieren derzeit verschiedene Grenzwerte im Trinkwasser. In der EU-Trinkwasserrichtlinie gibt es den Parameter „Summe PFAS-20“ mit einem Grenzwert in Höhe von 0,10 µg/L, der 20 verschiedene perfluorierte Carbon- und Sulfonsäuren berücksichtigt, darunter auch kurzkettige Substanzen mit Kohlenstoff-Kettenlängen von C4 und C5. Darüber hinaus gibt es in einigen europäischen Ländern einen Grenzwert für den Parameter „Summe PFAS-4“, der auf die toxikologische Bewertung der Lebensmittelbehörde EFSA (European Food Safety Authority) zurückgeht und vier langkettige PFAS umfasst. Während der Grenzwert für „Summe PFAS-4 in Deutschland 0,020 µg/L beträgt, haben andere europäische Länder niedrigere Werte umgesetzt: Dies betrifft Schweden und den belgischen Landesteil Flandern, die einen Grenzwert von 0,004 µg/L eingeführt haben, sowie Dänemark, das mit 0,002 µg/L sogar einen noch niedrigeren Grenzwert festgesetzt hat.

In der europäischen Trinkwasserrichtlinie wird der Parameter „Summe PFAS-4“ bislang nicht aufgeführt. Derzeit wird aber diskutiert, auch auf europäischer Ebene einen Grenzwert für diesen Summenparameter einzuführen.

In der europäischen Trinkwasserrichtlinie werden zwei PFAS-Grenzwerte aufgeführt, von denen mindestens einer von den Mitgliedsstaaten umzusetzen war. Neben dem Parameter „Summe PFAS-20“ ist dies der Parameter „PFAS-gesamt“. Für diesen Parameter gibt es bislang keine definierte Analysevorschrift. Er soll aber „alle“ PFAS umfassen, was somit auch die ultrakurzkettigen PFAS wie TFA beinhalten würde. Da TFA in den meisten deutschen Trinkwässern nachgewiesen wird und das zudem in hohen Konzentrationen von durchschnittlich im dreistelligen ng/L-Bereich und da TFA adsorptiv mit Aktivkohle nicht entfernt werden kann, hätte die Einführung eines PFAS-gesamt-Grenzwertes – in Abhängigkeit seiner Höhe – massive Auswirkungen auf die öffentliche Wasserversorgung.

Für die deutsche und europäische Wasserversorgungswirtschaft sollten vor diesem Hintergrund die finanziellen Folgen der Einführung neuer Grenzwerte für PFAS aufgezeigt werden. Dies betrifft insbesondere die Konsequenzen für die Trinkwasseraufbereitung und die damit verbundenen Kosten.

Bereits 2021 wurde ein DVGW-Kleinvorhaben zur „Bestandsaufnahme zur Betroffenheit der deutschen Trinkwasserversorgung durch die Einführung eines Trinkwassergrenzwertes für PFAS“ (PFAS-Trink, Förderkennzeichen W 202011) abgeschlossen. Dies stellt die Grundlage dieser Ausarbeitung dar.

2 Daten zur Betroffenheit der Wasserversorgung

2.1 Analyseergebnisse aus verschiedenen deutschen Laboren

Um einen Überblick über die Befundlage an PFAS im Trinkwasser zu bekommen, wurden Datensätze aus verschiedenen Laboratorien ausgewertet. Diese entstammen von IWW, TZW, Umweltbundesamt (UBA) und dem Bayerischen Landesamt für Gesundheit und Lebensmittelsicherheit (LGL). Es handelt sich um Trinkwasserproben, welche aus verschiedenen Bundesländern stammen und ein breites Spektrum an größeren und kleineren Wasserwerken abdecken und teilweise auch aus der Trinkwasserinstallation entnommen wurden. Insgesamt liegen damit 2.664 Datensätze für den Zeitraum 2015-2025 vor (Tabelle 2-1). In den Jahren vor 2019 stehen nur vom TZW Daten zur Verfügung. Die Messkampagne des Umweltbundesamtes erfolgte 2019, sodass in diesem Jahr am meisten Daten vorliegen. Daten vom TZW ab 2023 können zeitlich nicht genau zugeordnet werden, weshalb diese pauschal den Jahren 2023 und 2025 zugeschrieben wurden. Die Proben können aber auch aus 2024 stammen.

Es ist zu beachten, dass in den ersten Jahren noch nicht alle 20 PFAS-Substanzen gemessen werden konnten. Diese Werte gehen deshalb mit „Null“ in die Berechnung der Summenkonzentration ein. Bei der Summe PFAS-4 ist zu erwähnen, dass die Bestimmungsgrenzen wegen der sich im Aufbau befindlichen Analytik teilweise noch höher waren als heute. Diese Randeffekte können eine leichte Unterschätzung der mittleren Gehalte bewirken. Aufgrund der geringen Anzahl der Datensätze vor 2019 ist jedoch davon auszugehen, dass dieser Einfluss vernachlässigbar gering ist. In der Regel wurden zu Beginn der PFAS-Analytik lediglich die langkettigen PFAS (> C10) nicht gemessen, welche im Trinkwasser jedoch ohnehin in der Regel bislang nicht nachweisbar sind.

Bei der Datenauswertung kann es weiterhin zu Verzerrungen durch Mehrfachbestimmungen kommen, wenn es sich um Standorte handelt, die aufgrund bekannter Belastungen und Kontaminationen („Hotspots“) regelmäßig oder häufiger beprobt werden. Die Daten wurden, mit Ausnahme der TZW-Daten von 2023-2025, von diesen Mehrfachbestimmungen bereinigt (Tabelle 2-2). Ohne eine solche Selektion würden die gemittelten Ergebnisse zu höheren Werten verzerrt und mit zunehmender Zeit durch weitere Häufung der Daten im Umfeld der Problemstandorte scheinbar immer höher. Für die Daten des TZW konnte eine solche Bereinigung der Werte ab 2023 nicht vorgenommen werden (ca. 600 Datensätze). Ohne die TZW-Daten ergibt sich in im Konzentrationsbereich > 0,1 µg/L eine um 0,5 % höhere Belastung. Demnach ist von keiner Verzerrung auszugehen. Der Vergleich der Datensätze mit und ohne TZW-Daten ist im Anhang in Abbildung 0-1 abgebildet. Insgesamt sind die Unterschiede gering und für die nachfolgenden Auswertungen wurden die Datensätze beibehalten.

Tabelle 2-1: PFAS-Datensätze Trinkwasser 2015-2025 (ohne Gewichtung, mit Häufung)

| | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | Summe |
|--------------|-----------|-----------|-----------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|--------------|
| IWW | | | | | 31 | 74 | 122 | 116 | 203 | 304 | 312 | 1.162 |
| LGL | | | | 63 | 9 | | 17 | | | | | 89 |
| TZW | 25 | 34 | 16 | 40 | 32 | 29 | 32 | | 251 | | 371 | 830 |
| UBA | | | | | 583 | | | | | | | 583 |
| Summe | 25 | 34 | 16 | 103 | 655 | 103 | 171 | 116 | 454 | 304 | 683 | 2.664 |

Tabelle 2-2: PFAS-Datensätze Trinkwasser 2015-2025 (mit Gewichtung, ohne Häufung)

| | 2015 | 2016 | 2017 | 2018 | 2019 | 2020 | 2021 | 2022 | 2023 | 2024 | 2025 | Summe |
|--------------|-----------|-----------|----------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|------------|-----------|------------|--------------|
| IWW | | | | | 17 | 68 | 79 | 61 | 120 | 95 | 67 | 507 |
| LGL | | | | 63 | 9 | | 17 | | | | | 89 |
| TZW | 22 | 24 | 9 | 33 | 24 | 24 | 31 | | 251 | | 371 | 789 |
| UBA | | | | | 583 | | | | | | | 583 |
| Summe | 22 | 24 | 9 | 96 | 633 | 92 | 127 | 61 | 371 | 95 | 438 | 1.968 |

Eine Auswertung der Daten mit Gewichtung (ohne Häufung) für die PFAS-Summenkonzentrationen ist in den nachfolgenden Abbildungen dargestellt. Für die Summe PFAS-20 zeigt sich, dass in 1,7 % der Proben der geltende Trinkwassergrenzwert von 0,1 µg/L überschritten ist (Abbildung 2-1). Für die Hälfte der Proben lag die Konzentration unterhalb der Bestimmungsgrenze.

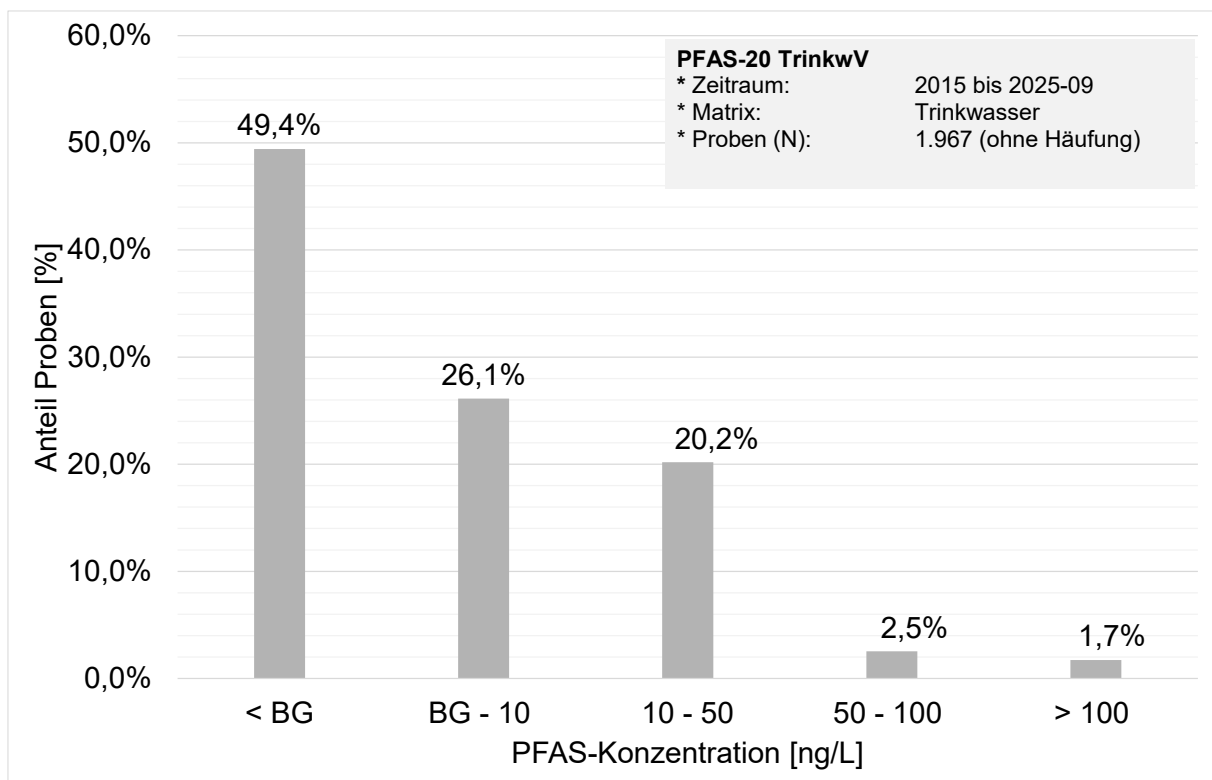


Abbildung 2-1: Verteilung der Summenkonzentrationen PFAS-20 in den Trinkwasserproben

Für die Summe PFAS-4, welche in Abbildung 2-2 dargestellt ist, liegen knapp 4 % der rd. 2.000 Proben im Konzentrationsbereich > 20 ng/L. Würde dieser künftig geltende Grenzwert weiter auf 2 ng/L gesenkt werden, beträfe dies bereits über 30 % der Proben. Im Hinblick auf einen Wert von 4 ng/L, wie er bspw. in Schweden als Trinkwassergrenzwert umgesetzt wurde, würden 20 % der Proben diesen Wert überschreiten. Einen tabellarischen Überblick über die Betroffenheit im Hinblick auf verschiedene potenzielle Grenzwerte ist in Tabelle 2-3 aufgeführt.

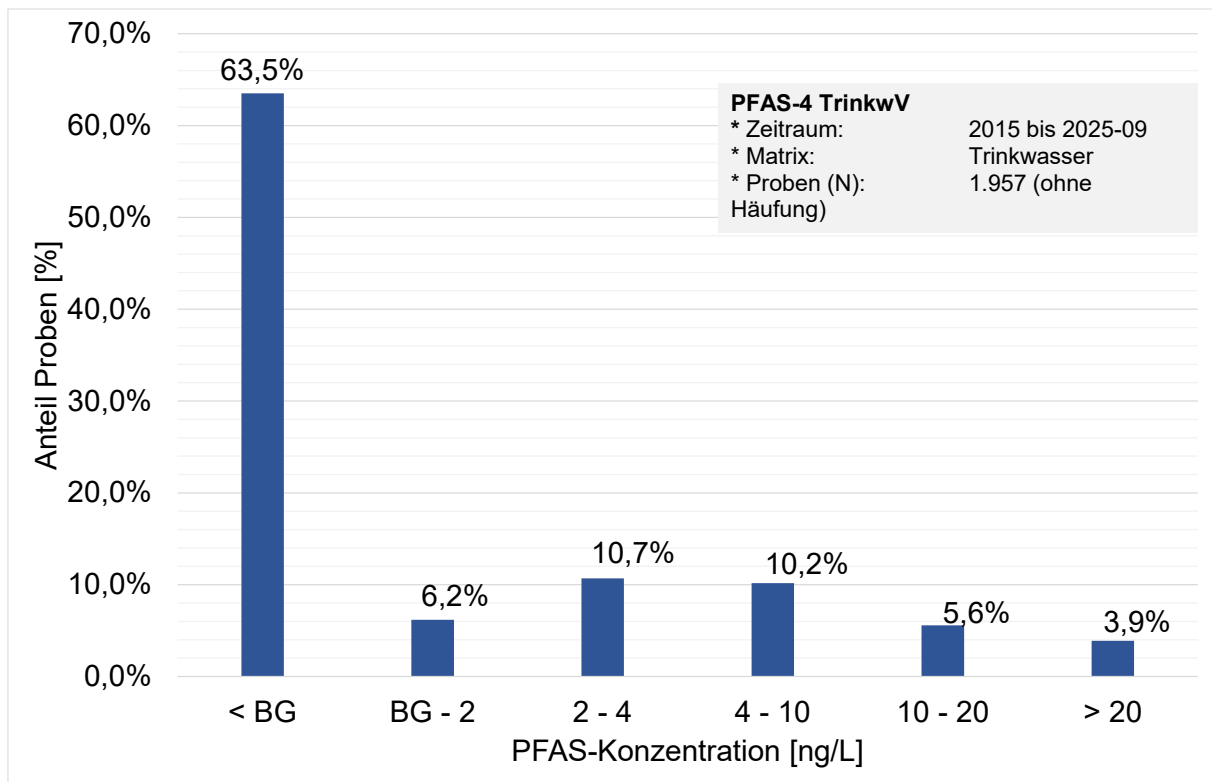


Abbildung 2-2: Verteilung der Summenkonzentrationen PFAS-4 in den Trinkwasserproben

Tabelle 2-3: Betroffenheit für verschiedene potenzielle Grenzwerte mit den Daten aus den deutschen Analytiklaboren

| Wert | Betroffenheit |
|--------------------------------------|---------------|
| \sum PFAS 20 = 0,1 $\mu\text{g/L}$ | 1,7 % |
| \sum PFAS 4 = 20 ng/L | 3,9 % |
| \sum PFAS 4 = 10 ng/ | 9,5 % |
| \sum PFAS 4 = 4 ng/ | 19,7 % |
| \sum PFAS 4 = 2 ng/ | 30,4 % |

2.2 Betroffenheit durch TFA in Deutschland

Die Chemikalie Trifluoressigsäure (bzw. deren Anion Trifluoracetat, TFA als Synonym für beide chemischen Spezies) gehört ebenfalls zur Stoffklasse der PFAS und ist mit zwei Kohlenstoffatomen die kurzkettigste PFAS-Carbonsäure. TFA wird aus einer Vielzahl anthropogener Quellen in die aquatische Umwelt eingetragen und kann nicht durch natürliche und technische Aufbereitungsverfahren der Trinkwassergewinnung zurückgehalten werden. Für TFA gilt der aktuelle Trinkwasserleitwert von 60 $\mu\text{g/L}$. Es besteht die Besorgnis, diesen Leitwert aufgrund neu vorgelegter toxikologischer Daten abzusenken oder den pauschalen Grenzwert für relevante Pflanzenschutzmittelmetaboliten anzuwenden.

Eine Literaturstudie zur aktuellen Belastung der deutschen Trinkwasserressourcen zeigt, dass in der überwiegenden Anzahl der betrachteten Proben die TFA-Konzentration deutlich über

0,1 µg/L liegt (Nödler 2025). In der Studie wurden Untersuchungsergebnisse verschiedener Monitoringprogramme herangezogen und dargestellt. Aufgrund der hohen Mobilität von TFA wurden Grund- und Oberflächenwässer als eine Ressource betrachtet und auch Trinkwasseranalysen wurden in die Bewertung einbezogen, da die technische Wasseraufbereitung nach derzeitigem Kenntnisstand in der Regel nur einen vernachlässigbaren Einfluss auf die TFA-Konzentrationen in den abgegebenen Trinkwässern hat. Die Behandlung mit Umkehrosmose stellt hierbei die einzig bekannte Ausnahme dar.

Abbildung 2-3 zeigt beispielhaft eine Auswertung von Wasserproben aus Deutschland, welche in den Jahren 2023 und 2024 am TZW analysiert wurden. Der Datensatz umfasst 2.881 Proben aus Grund-, Oberflächen- und Trinkwässern.

Ähnliche Bilder ergaben Auswertungen von Proben aus Oberflächengewässern und Grundwässern aus Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Baden-Württemberg. Insgesamt ist von einer einheitlichen Belastungssituation Deutschlands auszugehen.

In der überwiegenden Zahl der in der Studie untersuchten Proben wurden Konzentrationen von deutlich über 0,1 µg/L TFA nachgewiesen. Dies ist nicht unerwartet, da die mittlere TFA-Konzentration von Niederschlag in Deutschland bereits 0,34 µg/L beträgt (Freeling et al. 2020). Konzentrationen von über 10 µg/L waren in den untersuchten Proben die Ausnahme und wurden in der Regel nur bei Vorhandensein von dominanten Punktquellen erreicht.

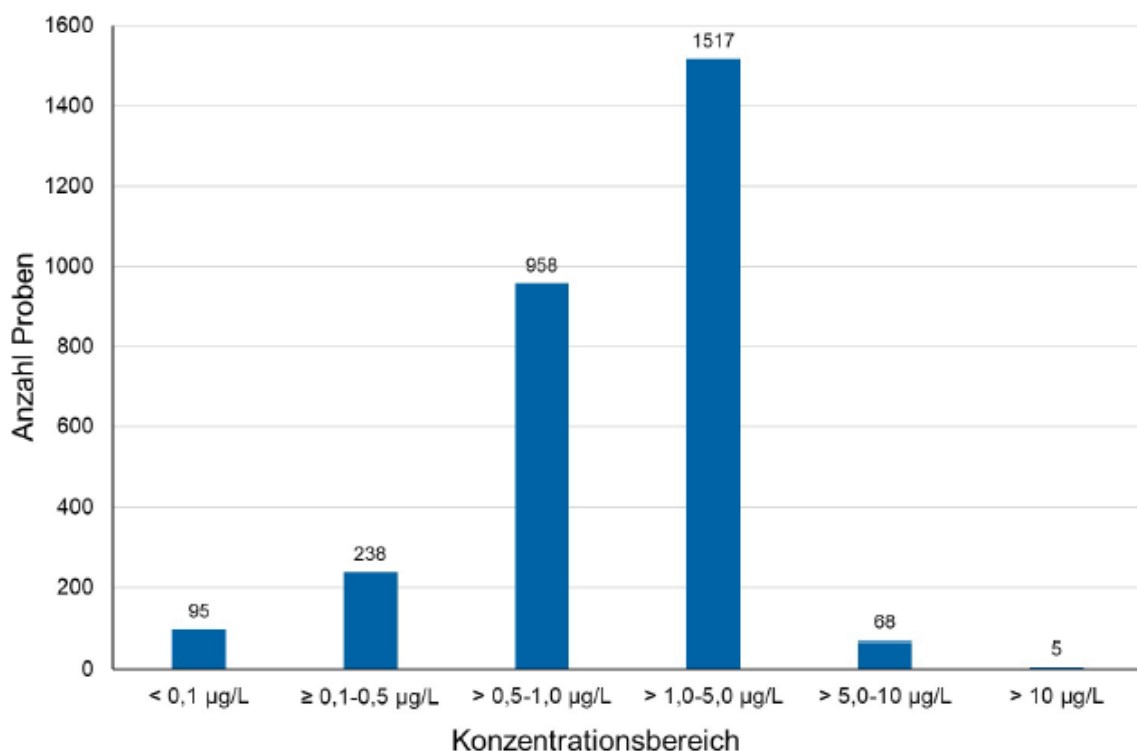


Abbildung 2-3: Häufigkeitsverteilung der TFA-Konzentration in Wasserproben aus Deutschland in den Jahren 2023 und 2024 (Nödler 2025)

2.3 Betroffenheit durch PFAS und TFA in der Schweiz

Zur PFAS-Belastung in den Trinkwässern der Schweiz liegen sehr aktuelle Informationen des Verbands der Kantonschemiker der Schweiz vor (Verband der Kantonschemiker der Schweiz 2023). Dieser hat 2023 eine Messkampagne zur Untersuchung des Trinkwassers auf PFAS und TFA durchgeführt. Es wurden insgesamt 564 Trinkwasserproben entnommen, welche in Ihrer Verteilung ca. 70 % der Bevölkerung der Schweiz und des Fürstentums Lichtenstein abbilden. Das Trinkwasser wird in der Schweiz überwiegend aus Grundwasser und Quellen gewonnen (jeweils ca. ein Drittel). Lediglich 5 % des Trinkwassers wird aus Oberflächenwasser gewonnen und bei dem Rest handelt es sich um Mischwässer.

In der Schweiz gilt für Perfluorooctansulfonsäure (PFOS) und Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) je ein Höchstwert von 0,3 µg/L in Trinkwasser. Für Perfluorooctansäure (PFOA) sind maximal 0,5 µg/L im Trinkwasser erlaubt. Weitere Höchstwerte, wie sie in der EU für die Summe PFAS-20 und PFAS-4 vorliegen, gelten in der Schweiz nicht.

Eine tabellarische Übersicht über die Befunde gibt Tabelle 2-4.

Tabelle 2-4: Betroffenheit für verschiedene potenzielle Grenzwerte mit den Daten aus der Schweiz

| Wert | Betroffenheit |
|----------------------|---------------|
| ∑ PFAS 20 = 0,1 µg/L | 0,9 % |
| ∑ PFAS 4 = 20 ng/L | 2,8 % |
| ∑ PFAS 4 = 10 ng/ | 7,8 % |
| ∑ PFAS 4 = 4 ng/ | - |
| ∑ PFAS 4 = 2 ng/ | 26,2 % |

In über der Hälfte der entnommenen Proben wurden keine PFAS nachgewiesen. In den übrigen Proben waren PFAS mit einer Kohlenstoffkette < C₉ nachweisbar. Lediglich in fünf Proben wurde der Summenwert der PFAS-20 von 0,1 µg/L, welcher in Deutschland, nicht aber in der Schweiz als Grenzwert gilt, überschritten (0,9 %).

Auch den Summenwert der PFAS-4 in Höhe von 20 ng/L, welcher zukünftig in Deutschland, nicht aber in der Schweiz als Grenzwert gilt, wurde in ca. 3 % überschritten. In 37 % der Fälle wurden PFAS-4 nachgewiesen. Es wurde zudem eine Bewertung der Beeinflussung des Wassers vorgenommen. Am häufigsten wurden Beeinträchtigungen in Grund- und Oberflächenwasser durch Siedlung/Industrie und Landwirtschaft angegeben. Weniger häufig wurden PFAS in Trinkwasserproben gefunden, welche aus Quellwasser stammen oder bei denen als einzige Beeinflussung die Landwirtschaft genannt wurde.

TFA, welches ubiquitär vorkommt, wurde mit Ausnahme von 4 Proben in jedem Trinkwasser nachgewiesen (in 99% der Fälle). Keine der Proben überschritt dabei den in Deutschland geltenden Trinkwasser-Leitwert von 60 µg/L. Im Mittel betrug die TFA-Konzentration 0,765 µg/L.

Für die Schweiz zeigt sich nach diesen Auswertungen kein aktueller Handlungsbedarf für eine flächendeckende Umrüstung der Wasseraufbereitungsanlagen.

Die Betroffenheit der Wasserversorgung ist nach diesen Daten etwas geringer als nach den in Kapitel 2.1 aufgeführten Daten.

Die Datenbank des Forever Lobbying Project, welches in Kapitel 2.4 noch genauer vorgestellt wird, enthält auch Daten der Schweiz. Bei den Daten zu Grundwasserproben handelt es sich um Analyseergebnisse einer Pilotstudie, im Rahmen derer Grundwässer von 49 NAQUA-Messstellen auf 13 PFAS-Substanzen untersucht wurden. In über der Hälfte waren keine PFAS nachweisbar, wobei bei diesen Untersuchungen schon damals eine analytische Bestimmungsgrenze zwischen 0,5 und 1 ng/L je PFAS-Einzelsubstanz erreicht wurde. Mit Ausnahme einer Messstelle (entspricht 2,0 %) lagen die PFAS-Summenkonzentrationen unter 0,1 µg/L (Reinhardt 2010).

Die Daten zu Oberflächenwässern (190 Proben) entstammen zu zwei Dritteln vom Amt für Umwelt und Energie und zu einem Drittel Untersuchungen nach Muir und Miaz 2021. Auch in diesen Proben liegen mit Ausnahme von 7 Analysen (entspricht 3,7 %) die PFAS-Summenmesswerte unterhalb 0,1 µg/L.

2.4 The Forever Lobbying Project

Das Forever Lobbying Project ist die zweite Etappe der von journalistischen Teams koordinierten Kampagne Forever Pollution Project. Nachdem 2023 die Verbreitung von PFAS-Kontaminationen in Europa kartiert wurde („Map of Forever Pollution“), steht im Januar 2025 die Aufdeckung intensiver Lobbyaktivitäten gegen eine EU-weite PFAS-Beschränkung im Zentrum. Ziel des Projekts ist neben der Enthüllung von Lobbykampagnen auch die Berechnung der Kosten für PFAS-Bereinigung. Die Studie quantifiziert den finanziellen Aufwand, der notwendig wäre, um PFAS-Altlasten und laufende Emissionen in Europa zu beseitigen. Länderübergreifende und interdisziplinäre Studien haben zum Ergebnis, dass bis zu 2 Billionen € über 20 Jahre bzw. über 100 Mrd. € jährlich erforderlich seien, sollten weiterhin PFAS ohne Restriktionen in Umlauf sein. Auf der Projekthomepage kann eine Karte der PFAS-Belastungen eingesehen werden, welche Geolokalisierungskordinaten für jeden Standort und alle verfügbaren PFAS-Konzentrationswerte anzeigt. Der zugehörige Datensatz der Rohdaten kann auf der Homepage heruntergeladen werden.

Insgesamt umfasst der Datensatz 1.058.649 Datenreihen mit geographischen Angaben (Lage, Ort, Land), Datenherkunft und Zeitpunkt, PFAS-Konzentrationen und der Aufteilung der gemessenen PFAS-Einzelsubstanzen, sowie Angaben zur Matrix (Sediment, Grundwasser, Oberflächenwasser, etc.). Abbildung 2-4 zeigt einen Ausschnitt der Karte mit den eingezeichneten PFAS-Belastungen, wie sie auch auf der Website des Forever Lobbying Projektes eingesehen werden kann.

Im Folgenden werden die Daten für Deutschland zusammengefasst ausgewertet.

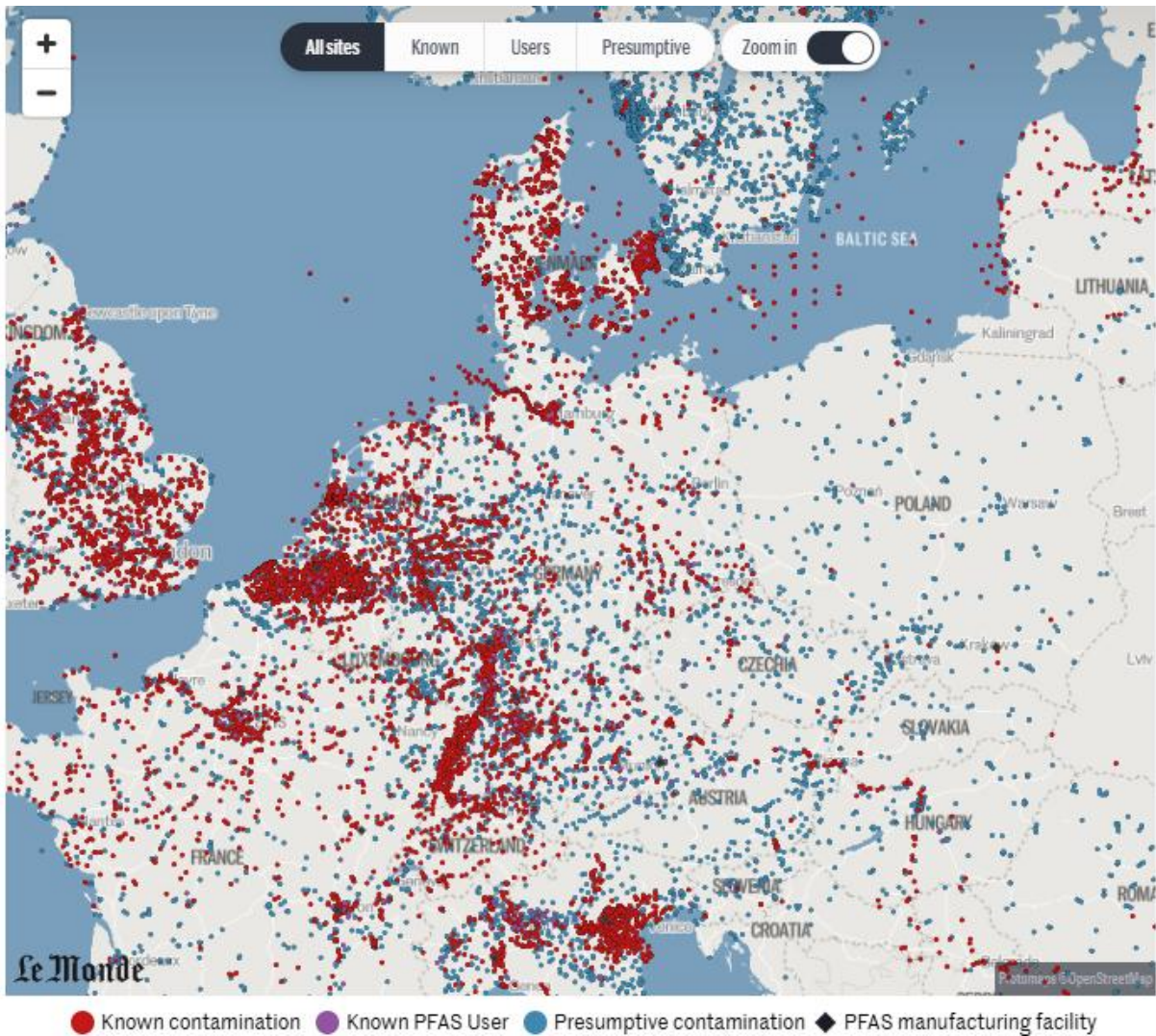


Abbildung 2-4: The Forever Lobbying Projekt: „The Map of Forever Pollution in Europe“, Quelle: foreverpollution.eu

Für Deutschland sind rund 26.000 Einträge vorhanden, wobei mit 66 % der größte Anteil auf Datenanalysen aus Oberflächenwasser entfällt, gefolgt von Grundwasser mit 25 % (Abbildung 2-5). Diese Datensätze werden im Folgenden genauer betrachtet.

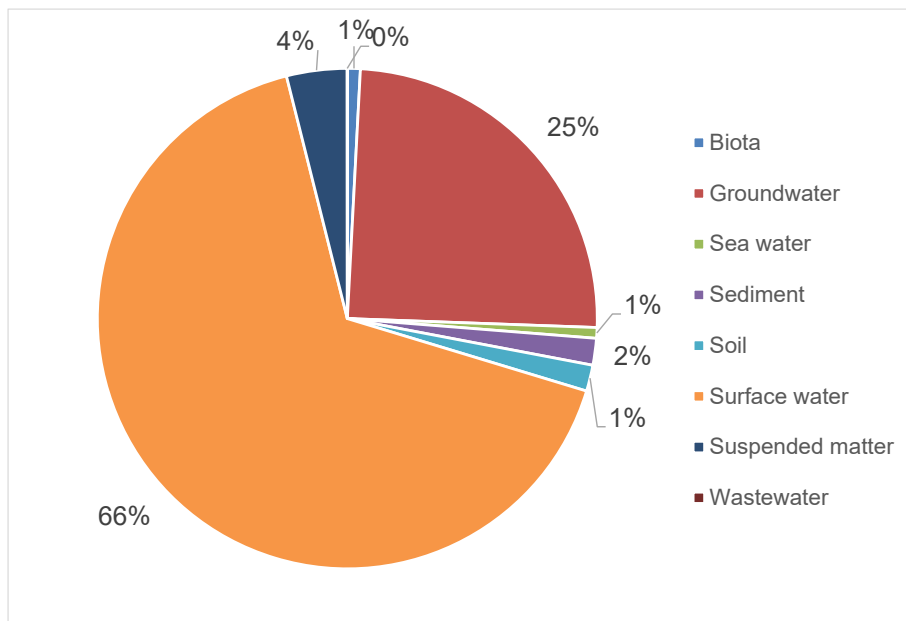


Abbildung 2-5: The Forever Lobbying Projekt: Datensatz Deutschland (Daten ausschließlich aus BW, NRW und BY), Klassifizierung der Daten nach Wassermatrix

Über die Hälfte der Grundwasserdaten stammen aus dem Datensatz Grundwasser Baden-Württemberg (Daten der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg, LUBW), 30 % aus Nordrhein-Westfalen (Wasserinformationssystem ELWAS des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Verkehr) und 15 % vom Gewässerkundlichen Dienst Bayern. Bei den Oberflächengewässern stammen die Daten zum größten Teil aus Datensätzen aus Nordrhein-Westfalen (Wasserinformationsdienst ELWAS, 48 %), dem Gewässerkundlichen Dienst Bayern (16 %) und Baden-Württemberg (LUBW, 32 %). Die Daten liefern damit keine repräsentative Verteilung über ganz Deutschland, sondern im Wesentlichen über die drei Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen (Tabelle 2-5). Jedoch weisen diese drei Bundesländer in Summe ca. 50 % der Bevölkerung Deutschlands auf, wodurch ein Großteil der Einwohner repräsentiert werden.

Tabelle 2-5: Datenherkunft – Datensätze Grundwasser und Oberflächenwasser

| | Grundwasser | Oberflächenwasser | Gesamt |
|---|-------------|-------------------|--------|
| Bremen - Die Senatorin für Klimaschutz, Umwelt, Mobilität, Stadtentwicklung und Wohnungsbau | | 200 | 200 |
| Database ELWAS - Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen | 1.860 | 8.161 | 10.021 |
| European Commission Joint Research Center | | 3* | 3 |
| Gewässerkundlicher Dienst Bayern | 962 | 2.768 | 3.730 |
| Helmholtz-Zentrum Hereon | | 194 | 194 |
| Kelsey Ng 2022 | | 6* | 6 |

| | Grundwasser | Oberflächenwasser | Gesamt |
|--|--------------|-------------------|--------|
| Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg | 3.462 | 5.352 | 8.814 |
| Muir 2021 | | 386* | 386 |
| Rheinland-Pfalz Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Energie und Mobilität (MKUEM) | 46* | | 46 |
| Schleswig-Holstein Landesamt für Umwelt (LfU) | 28* | | |
| Gesamt | 6.358 | 17.070 | |
| *Angaben zu Einzelsubstanzen vorhanden | | | |

Die gemessenen PFAS-Konzentrationen sind als Summenwert aller gemessener Substanzen angegeben und nur teilweise für Einzelsubstanzen differenzierbar (vgl. Tabelle 2-5: die mit einem * markierten Zahlen liegen differenziert nach Einzelsubstanzen vor. Dies ist in nur 1,2 % der Grundwasseranalysen der Fall). Liegt eine Differenzierung nach Einzelsubstanzen vor, können beispielsweise Summenwerte für PFAS-4 oder PFAS-20 gebildet werden. Für alle anderen kann jedoch nicht bewertet werden, ob es sich im Wesentlichen um die PFAS-Substanzen handelt, welche unter die regulierten PFAS-20 fallen.

Insgesamt sind in den Daten rund 90 verschiedene PFAS-Substanzen enthalten, eine Liste zeigt Tabelle 0-1 im Anhang. TFA, das sehr verbreitet in vielen Kompartimenten gefunden wird, ist auch in dieser PFAS-Liste enthalten.

Für einen Überblick der PFAS-Belastung ist in Abbildung 2-6 die Analysenanzahl in drei Konzentrationsbereichen 0 ng/L (bzw. kleiner Bestimmungsgrenze), < 100 ng/L und ≥ 100 ng/L dargestellt, differenziert nach Grundwasser- und Oberflächenwasserdaten.

Beim Grundwasser ist für die Hälfte der Daten eine Summenkonzentration von Null angegeben. Für ca. 900 der insgesamt 6.400 Analysen (14 %) ist die Summenkonzentration größer als 100 ng/L. Bei den Oberflächenwasserproben weisen 11 % eine Konzentration über 100 ng/L auf, die meisten Analysen liegen im mittleren Bereich zwischen 0 und 100 ng/L (11.500 Analysen bzw. 67 %). Aus den Daten geht nicht hervor, welche und wie viele PFAS-Substanzen in die PFAS-Summe eingehen. Sehr wahrscheinlich wird TFA hier mitbetrachtet, da die prozentuale Betroffenheit sehr viel höher ist als bei den oben gezeigten Daten (bspw. 14 % gegenüber 1,7 % (Deutsche Daten) bzw. 0,9 % (Schweizer Daten)).

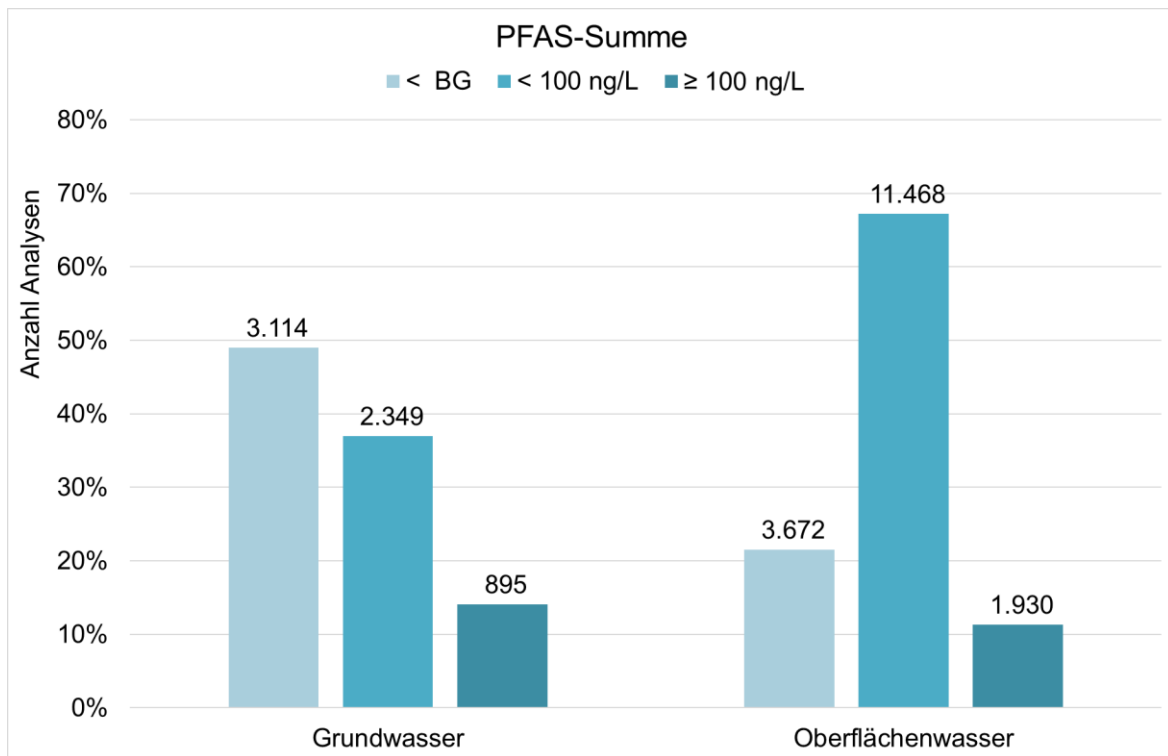


Abbildung 2-6: The Forever Lobbying Projekt: Datensatz Deutschland, Analysen mit PFAS-Summenkonzentrationen > 100 ng/L

Eine Übersicht der Konzentrationsverteilung zeigt Abbildung 2-7. Daten mit sehr hohen PFAS-Konzentrationen wurden statistisch in der Auswertung entfernt (Ausreißer). Hierbei handelt es sich beispielsweise um Betriebswasserbrunnen. Aus den Daten geht nicht hervor, ob es sich um Brunnen der öffentlichen Wasserversorgung handelt oder beispielsweise Schadensfälle bzw. Altlastengebiete.

Eine ähnliche Verteilung ergibt sich für die Proben aus **Oberflächengewässer**. Hier beträgt in 11 % der Fälle die PFAS-Summenkonzentration > 100 ng/L (Abbildung 2-8).

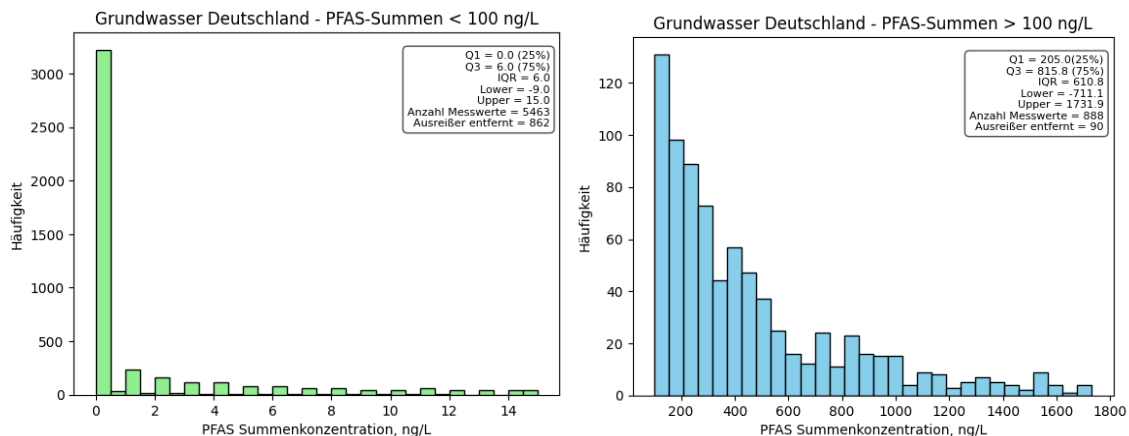


Abbildung 2-7: The Forever Lobbying Projekt: Datensatz Deutschland, Verteilung der Analysen mit PFAS-Summenkonzentration < 100 ng/L (links) und > 100 ng/L (rechts), Grundwasser

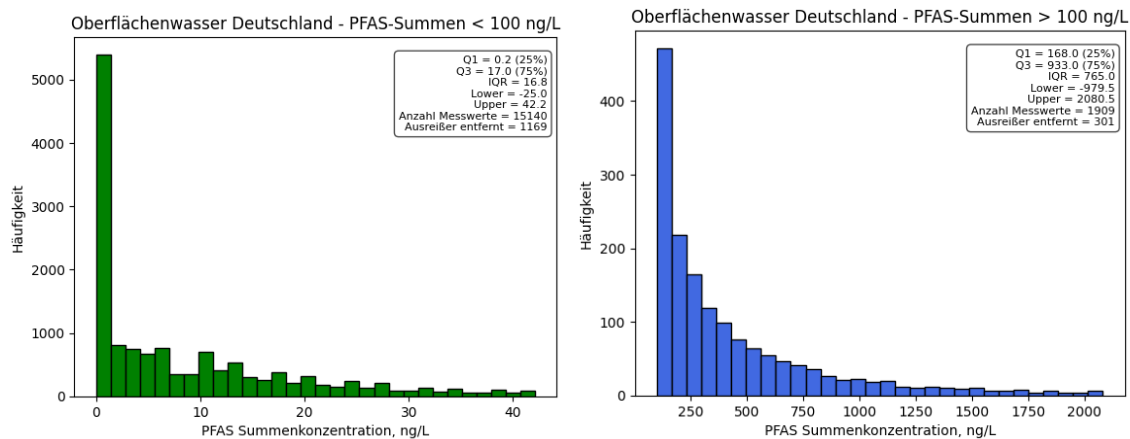


Abbildung 2-8: The Forever Lobbying Projekt: Datensatz Deutschland, Verteilung der Analysen mit PFAS-Summenkonzentration < 100 ng/L (links) und > 100 ng/L (rechts), Oberflächenwasser

Insgesamt liefern die Daten des Forever Lobbying Projekts keine repräsentativen Aussagen der PFAS-Verteilung in Wasserkörpern, welche für die Trinkwasseraufbereitung genutzt werden. In den meisten Datensätzen ist nur eine PFAS-Summenkonzentration enthalten, wobei nicht zwischen den einzelnen PFAS-Substanzen differenziert werden und TFA auch in die Summenbildung einfließen kann. Demnach kann keine Aussage getroffen werden, ob es sich um die in Deutschland regulierten 20 PFAS-Substanzen handelt.

2.5 Grundwasserdatenbank Wasserversorgung Baden-Württemberg

In Baden-Württemberg werden ca. 70 Prozent des benötigten Trinkwassers aus Grundwasservorkommen gewonnen. Die Einwohnerzahl betrug 2022 11,28 Mio. Personen, was 13,4 % der Bevölkerung Deutschlands ausmacht (Statistisches Bundesamt 2025). Ferner weist Baden-Württemberg eine Gebietsfläche von 35.748 km² auf, was 10 % der Fläche von Deutschland darstellt. Zur Bewertung der Grundwasserbeeinträchtigung durch Nitrat und Pestizide und zum Schutz sowie zur Verbesserung der Grundwasserbeschaffenheit wurde vom Land Baden-Württemberg und den auf Landesebene tätigen kommunalen und wasserfachlichen Spitzenverbänden im Jahr 1984 die Grundwasserdatenbank ins Leben gerufen. In diese Datenbank werden regelmäßig Analyseergebnisse aus über 2.700 Messstellen eingepflegt, welche flächendeckend über Baden-Württemberg verteilt liegen und in insgesamt ca. 2.300 Wasserschutzgebieten verortet sind. Die Grundwasserdatenbank liefert Hinweise zur Qualität der genutzten Grundwasservorkommen, dient der Erkennung von Veränderungen der Grundwasserqualität, ermöglicht Tendaussagen und die Bewertung der Wirksamkeit von Grundwasser-schutzmaßnahmen.

Im Rahmen der SchALVO-Kooperationsvereinbarung (Kooperationsvereinbarung zwischen dem Land Baden-Württemberg und den Trägern der Grundwasserdatenbank Wasserversorgung über die Bereitstellung und Auswertung von Rohwasserbeschaffenheitsdaten zum Vollzug des Grund- und Quellwasserschutzes im Rahmen der Schutzgebiets- und Ausgleichsverordnung (SchALVO) vom 28. Februar 2001) wird alle vier Jahre ein Monitoringprogramm

aufgestellt, welches verschiedene Parametergruppen umfasst. Im Rahmen dessen wurden von 2019 bis 2023 auch nachfolgende PFAS untersucht:

Tabelle 2-6: Untersuchte PFAS-Substanzen des SchALVO Monitoringprogramms (GWDB)

- Perfluorbutansäure, PFBA¹
- Perfluorpentansäure, PFPA¹
- Perfluorhexansäure, PFHxA¹
- Perfluorheptansäure, PFHpA¹
- Perfluorhexansulfonsäure, PFHxS^{1,2}
- Perfluoroctansäure, PFOA^{1,2}
- Perfluornonansäure, PFNA^{1,2}
- Perfluordecansäure, PFDA¹
- Perfluorbutansulfonsäure, PFBS¹
- Perfluorpentansulfonsäure, PFPeS¹
- Perfluorhexansulfonsäure, PFHxS¹
- Perfluorheptansäure, PFHpA¹
- Perfluorheptansulfonsäure, PFHpS
- Perfluoroctansulfonat, PFOS^{1,2}
- H4-Polyfluoroctansulfonsäure, H4PFOS
- Perfluoroctansulfonamid, FOSA (= PFOSA)

¹PFAS-20

²PFAS-4

Teilweise wurden auch in den Folgejahren noch Daten zu PFAS übermittelt. Insgesamt liegen 38.554 Analysendaten vor. Anknüpfend an die TZW-Studie „Bestandsaufnahme zur Betroffenheit der deutschen Trinkwasserversorgung durch die Einführung eines Trinkwassergrenzwerts für PFAS (2021), in welcher PFAS-Daten von 2019-2020 ausgewertet wurden, werden im vorliegenden Projekt Daten von 2021-2025 ausgewertet. In diesem Zeitraum liegen 4.499 Analysendaten vor.

Für 448 Einzelsubstanzen wurden Messwerte oberhalb der analytischen Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Diese betrug in 95 % der Fälle 0,001 µg/L. In 2 % der Proben betrug die BG > 0,01 µg/L mit maximal 0,05 µg/L.

Eine Auswertung der Konzentrationsverteilung der PFAS-Summe ist in Abbildung 2-9 dargestellt. Von den 3.933 Analysen war in 89 % der Fälle keine Konzentration nachweisbar. In 2,2 % der Analysen wurde eine Konzentration über 0,1 µg/L gemessen.

Im Vergleich zu den Trinkwasserproben der deutschen Laboratorien (Abbildung 2-1) liegen die Konzentrationen der Grundwässer im Wesentlichen unterhalb der Bestimmungsgrenze. Bei den Trinkwasserproben ist die Verteilung über die Konzentrationsbereiche gleichmäßiger. Der Anteil der Proben bzw. Analysen über 0,1 µg/L beträgt bei den Trinkwasserproben 1,7 % und bei den Grundwasserdaten 2,2%.

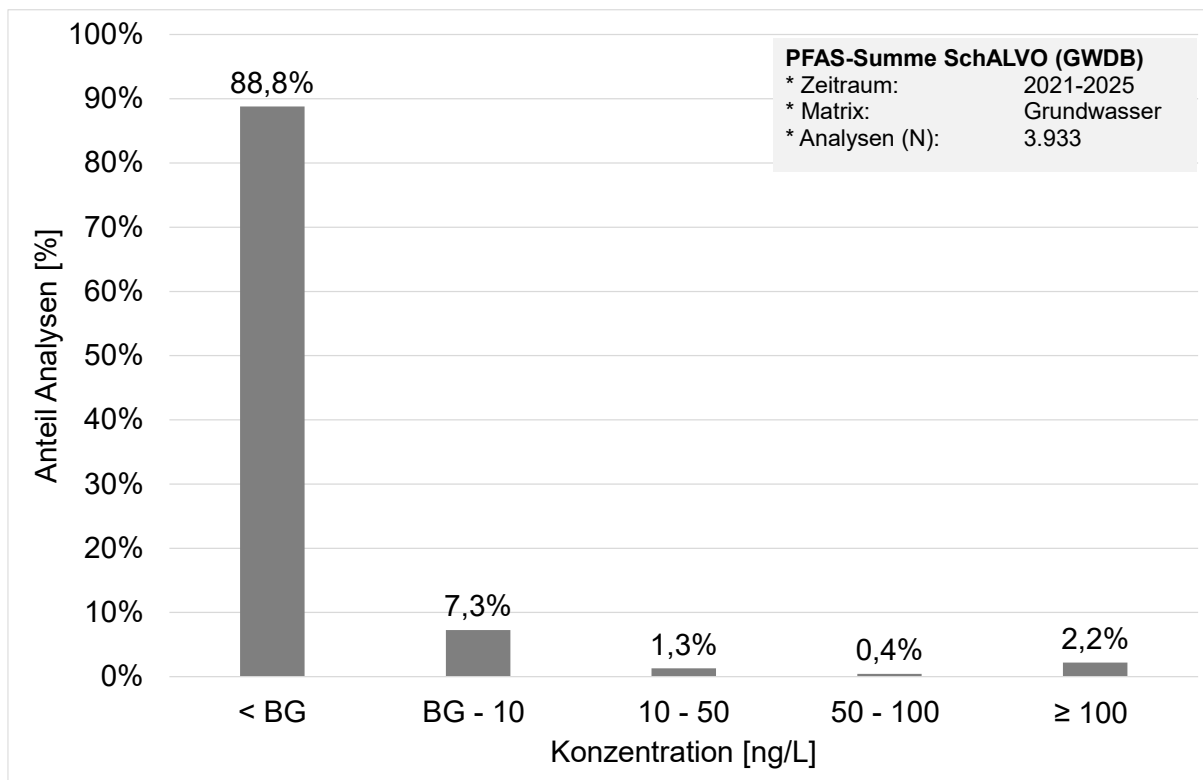


Abbildung 2-9: Verteilung der PFAS-Summenkonzentrationen in den Daten der GWDB

Eine Auswertung der Konzentrationsverteilung der PFAS-4 ist in Abbildung 2-9 dargestellt. Von den 1.318 Analysen war in 88 % der Fälle keine Konzentration nachweisbar. In 2,4 % der Analysen wurde eine Konzentration über 0,02 µg/L gemessen. In 10 % der Analysen beträgt die PFAS-4 Summenkonzentration > 0,002 µg/L. Ein Überblick ist in Tabelle 2-7 gezeigt.

Ein Vergleich der Trinkwasserdaten aus verschiedenen Laboratorien (Abbildung 2-2) und den Daten der GWDB zeigt sich teilweise ein ähnliches Bild. Bei beiden liegt der Großteil der Werte im Bereich unterhalb der Bestimmungsgrenze (63,5 % bzw. 87,9 %). Bei den Trinkwasserproben weisen 3,9 % eine Summenkonzentration PFAS-4 über 20 ng/L auf. Bei den Grundwasserproben sind es 2,4 %.

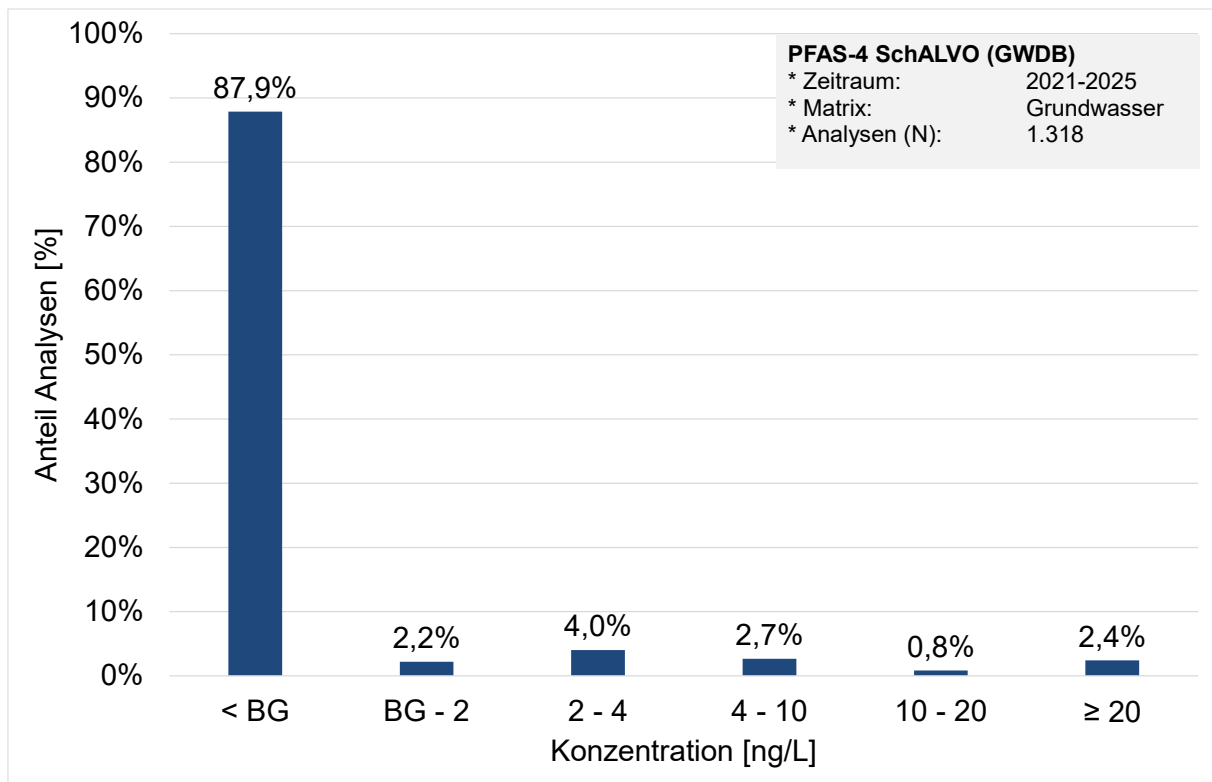


Abbildung 2-10: Verteilung der PFAS-4 Konzentrationen in den Daten der GWDB

Tabelle 2-7: Betroffenheit für verschiedene potenzielle Grenzwerte mit den Daten aus der Grundwasserdatenbank

| Wert | Betroffenheit |
|--|---------------|
| Σ PFAS 20 = 0,1 $\mu\text{g/L}$ | 2,2 % |
| Σ PFAS 4 = 20 ng/L | 2,4 % |
| Σ PFAS 4 = 10 ng/ | 3,2 % |
| Σ PFAS 4 = 4 ng/ | 5,9 % |
| Σ PFAS 4 = 2 ng/ | 9,9 % |

2.6 Vergleichende Gegenüberstellung der Daten

Nachfolgend werden die Trinkwasserdaten der deutschen Laboratorien, die Daten aus der Schweiz und die Daten der Grundwasserdatenbank vergleichend gegenübergestellt. Die Auswertungen wurden weiterhin mit denen des Vorgängerprojekts PFAS-Trink verglichen. Eine Übersicht der Betroffenheit für (potenzielle) Grenzwerte stellt Tabelle 2-8 dar.

Für den Summenparameter PFAS 20 mit dem Grenzwert von 0,1 $\mu\text{g/L}$ liegen die Betroffenheitsraten in Deutschland (1,7 %) und der Schweiz (0,9 %) im niedrigen Bereich, während die GW-Datenbank mit 2,2 % etwas höhere Werte aufweist. Das Projekt PFAS-Trink 2021 zeigt mit 0,3–0,5 % die geringste Belastung. Zur damaligen Zeit gab es noch keine PFAS-Grenzwerte. Es ist zu vermuten, dass in den letzten Jahren vermehrt PFAS gemessen und auch die Bestimmungsgrenzen verringert wurden, sodass sich im Vergleich heute eine höhere Belastung ergibt.

Die Betroffenheit für die Summe PFAS-4 mit niedrigerer Summenkonzentration ist in allen Datensätzen wie zu erwarten höher. Bei dem künftig geltenden Grenzwert von 20 ng/L beträgt die Betroffenheit in den Trinkwasserproben 3,9 % (Deutschland) und 2,8 % (Schweiz) und 2,4 % in den Rohwasserproben (GW-Datenbank). Für niedrigere Konzentrationen (< 20 ng/L) nimmt die Betroffenheit weiter zu mit bis zu 25-30 % für Werte < 2 ng/L (Deutschland und Schweiz). Nach den Daten der Grundwasserdatenbank nimmt die Betroffenheit mit niedrigeren Konzentrationen weniger stark zu. Eine mögliche Ursache zu dieser Datenlage wird darin gesehen, dass die analytischen Bestimmungsgrenzen zur Zeit der Analysendurchführung bei den durchführenden Analyselaboren zu hoch waren, um einzelne PFAS im unteren, einstelligen ng/L-Bereich messen zu können. Eine Betroffenheit von 25-30 % wird daher für realistischer eingeschätzt.

Tabelle 2-8: Vergleich verschiedener Datensätze zur Betroffenheit für potentielle Grenzwerte

| Wert | Betroffenheit | Betroffenheit | Betroffenheit | |
|---------------------------|-----------------------|---------------|-------------------|-------------------------------|
| | Labore Deutschland | Schweiz | GW-Daten- bank | Projekt PFAS-Trink 2021 |
| \sum PFAS 20 = 0,1 µg/L | 1,7 % | 0,9 % | 2,2 % | 0,3-0,5 % |
| \sum PFAS 4 = 20 ng/L | 3,9 % | 2,8 % | 2,4 % | |
| \sum PFAS 4 = 10 ng/ | 9,5 % | 7,8 % | 3,2 % | |
| \sum PFAS 4 = 4 ng/ | 19,7 % | - | 5,9 % | |
| \sum PFAS 4 = 2 ng/ | 30,4 % | 26,2 % | 9,9 % | 10-20 % |

Für die nachfolgende Auswertung der Kostenabschätzung wurden folgende Betroffenheiten verwendet:

- \sum PFAS 20 = 0,1 µg/L 2 %
- \sum PFAS 4 = 20 ng/L 3,5 %
- \sum PFAS 4 = 10 ng/L 8,5 %
- \sum PFAS 4 = 4 ng/L 20 %
- \sum PFAS 4 = 2 ng/L 30 %

Für den Parameter \sum PFAS 20 wurde mit 2 % ein Mittelwert der drei Datensätze verwendet. Die Daten der Grundwasserdatenbank wurden mitberücksichtigt, da sie eine große Fläche sehr kleingliedrig abdecken.

Bei dem Parameter \sum PFAS 4 wurden für die verschiedenen, potentiellen Grenzwerte zwischen 2 und 20 ng/L Mittelwerte der Auswertungen der Labore aus Deutschland und der Schweizer landesweiten Untersuchung verwendet, wobei die Daten aus Deutschland etwas stärker gewichtet wurden. Die Daten der Grundwasserdatenbank wurden hier außervor gelassen, da sie aufgrund der teilweise zu hohen analytischen Bestimmungsgrenze als weniger repräsentativ eingeschätzt werden.

Auch im Hinblick auf TFA wurden Betroffenheiten verwendet, um zukünftige Aufbereitungskosten abzuschätzen. Hier wurden auf der Grundlage von Kapitel 2.2 und Abbildung 2-3 folgende Betroffenheitsdaten verwendet:

- TFA = 1 µg/L 55 %
- TFA = 0,1 µg/L 95 %

3 Aufbereitungswirksamkeit

Grundlage für die Kostenabschätzung in Kapitel 4 sind die Wirksamkeiten der Aufbereitungsmethoden, da diese einen wesentlichen Teil der Betriebskosten bestimmen können.

Zur Entfernung von PFAS bei der Trinkwasseraufbereitung stehen in Deutschland aktuell lediglich die beiden Verfahren Aktivkohleadsorption und Behandlung über dichte Membranen wie Umkehrosmose oder Nanofiltration zur Verfügung. Andere Verfahren sind entweder unwirksam bezüglich PFAS oder die Materialien sind, wie beispielsweise bei Ionenaustauschern, noch nicht zur PFAS-Entfernung im Rahmen der Trinkwasseraufbereitung zugelassen.

3.1 Einsatz von Aktivkohle

Beim Einsatz von Aktivkohle spielt das Spektrum der PFAS-Einzelsubstanzen der vorliegenden Belastung eine wichtige Rolle im Hinblick auf die erreichbare Laufzeit der Aktivkohlefilter. Bezüglich der Adsorbierbarkeit der PFAS-Einzelsubstanzen gilt, dass die Adsorbierbarkeit mit steigender Kettenlänge der PFAS besser wird und dass PFAS-Sulfonsäuren besser adsorbierbar sind als PFAS-Carbonsäuren.

Von den unter dem Parameter „Summe PFAS-20“ zusammengefassten Einzelstoffen ist die Substanz PFBA (B für Butan, also 4 C-Atome, von denen nur drei fluoriert sind) die am schlechtesten adsorbierbare. Beim Einsatz von Aktivkohlefiltern werden lediglich kurze spezifische Durchsätze von bspw. 8.000 Bettvolumen¹ (BV) erreicht, wenn PFBA zu entfernen ist (siehe auch Abbildung 3-1).

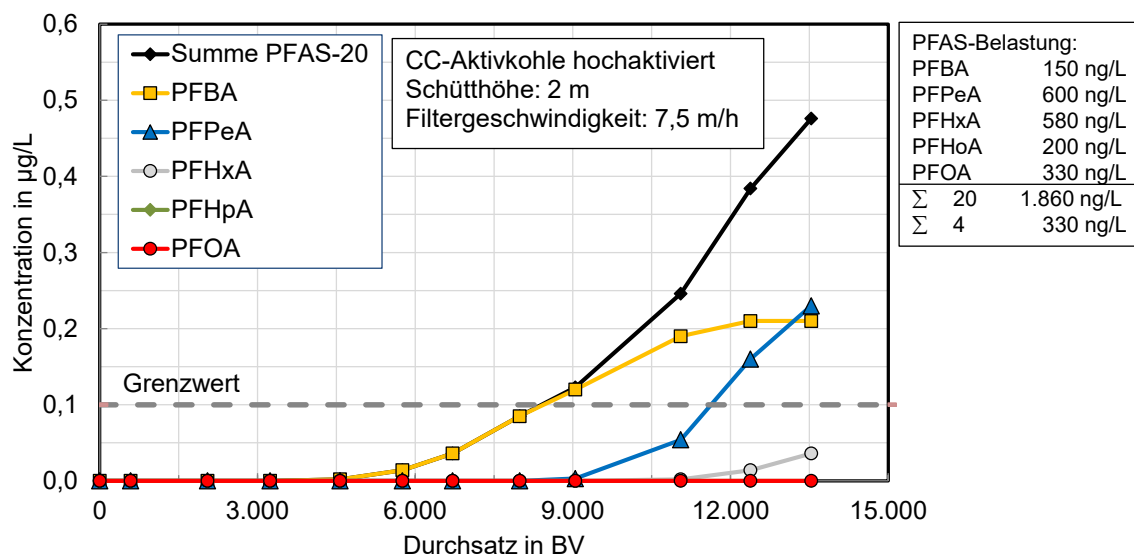


Abbildung 3-1: PFAS-Durchbrüche durch einen Aktivkohlefilter; PFBA ausschlaggebend für Grenzwertüberschreitung (Riegel 27.03.25)

¹ Bettvolumen (BV) entspricht dem behandelten Wasservolumen bezogen auf das Adsorber-Volumen (m³ Wasser / m³ Aktivkohle), womit Versuchsergebnisse von verschiedenen großen Aktivkohlefilter miteinander vergleichbar sind.

Um diesen spezifischen Durchsatz von 8.000 BV einordnen zu können, sind in Abbildung 3-2 Durchbruchverhalten verschiedener organischer Mikroverunreinigungen dargestellt. Nahezu nicht adsorbierbare Substanzen wie die Röntgenkontrastmittel Amidotrizoesäure und Iopamidol brechen nach wenigen Hundert bis Tausend Bettvolumen durch den Aktivkohlefilter durch. Gut adsorbierbare Substanzen, wie die hier dargestellten Arzneimittelwirkstoffe, werden bis zu Durchsätzen von 50.000 BV bis 100.000 BV mittels Aktivkohle aus dem Wasser entfernt. Die 8.000 BV, die für die Entfernung von PFBA erreicht werden, sind also als sehr gering zu bewerten.

Niedrige spezifische Durchsätze führen zu häufigeren Wechselzyklen der Aktivkohle. Dies führt zu einem zu erhöhten Materialkosten. Zum anderen steigt der Betriebsaufwand, der für einen Materialwechsel erforderlich ist. Als groben Richtwert kann nach Einschätzung des TZW ein Durchsatz von 15.000 BV als Mindestdurchsatz angesehen werden, der nicht unterschritten werden sollte, um die Materialkosten aber vor allem den Betriebsaufwand für die Wasserwerksmitarbeiter nicht unwirtschaftlich hoch werden zu lassen.

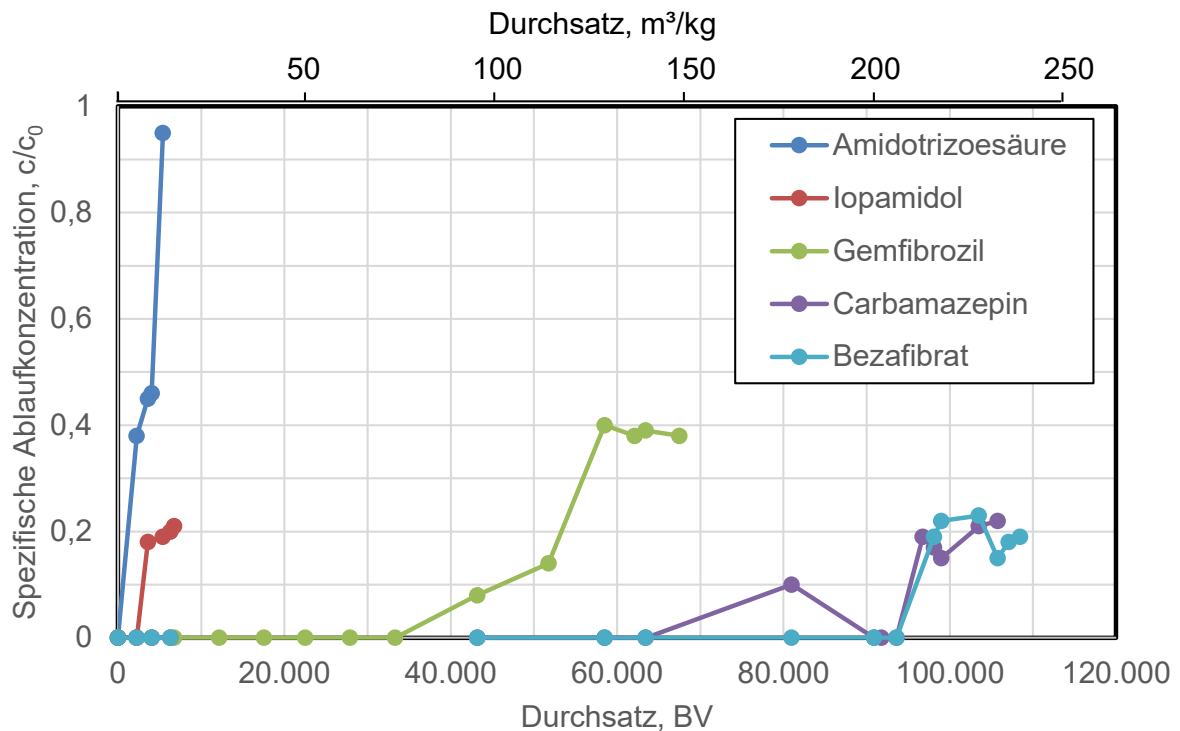


Abbildung 3-2: Spezifische Durchsätze von verschiedenen organischen Spurenverunreinigungen bei der Aktivkohlebehandlung (TZW-Daten)

Bei der Substanz PFPeA (eine Carbonsäure mit 5 C-Atomen (Pe für Pentan), von den 4 fluoriert sind) werden im Vergleich zu PFBA etwas längere Laufzeiten erreicht. In dem Beispiel in Abbildung 3-3 wird ein spezifischer Durchsatz von 18.000 BV erreicht, bis im Filtrat der Aktivkohle der Grenzwert „ Σ PFAS-20“ von 0,1 $\mu\text{g/L}$ nicht mehr eingehalten werden kann.

In diesen beiden Fällen, wenn PFBA oder PFPeA mittels Aktivkohle aus dem Wasser zu entfernen sind, ist von sehr kurzen spezifischen Durchsätzen und dadurch von vergleichsweise hohen Betriebsmittelkosten für die Aktivkohle auszugehen.

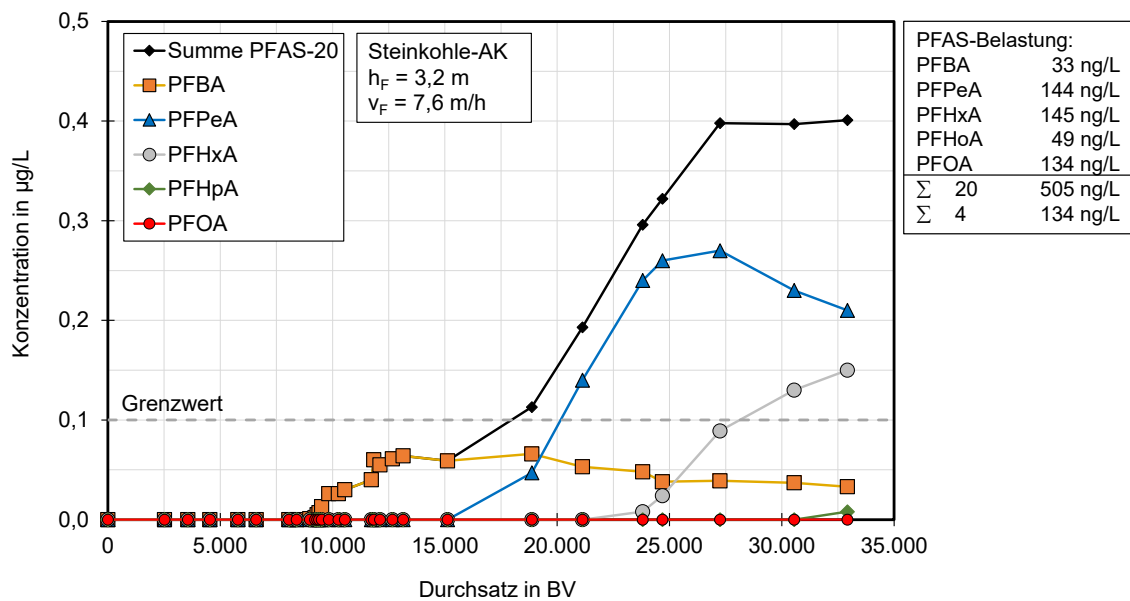


Abbildung 3-3: PFAS-Durchbrüche durch einen Aktivkohlefilter; PFPeA ausschlaggebend für Grenzwertüberschreitung (Riegel 27.03.25)

Andere PFAS aus der Gruppe der „Σ PFAS 20“ sind besser an Aktivkohle adsorbierbar. Wenn deren Durchbruch durch einen Aktivkohlefilter für die Überschreitung des Grenzwertes „Σ PFAS 20“ verantwortlich ist, werden höhere spezifische Durchsätze erreicht mit entsprechend geringeren spezifischen Kosten.

Von den PFAS aus der Gruppe der „Σ PFAS 20“ ist PFBA die kürzeste Carbonsäure. Gegenüber PFBA ist TFA (2 C-Atome, von denen eines vollständig fluoriert ist) praktisch nicht an Aktivkohle adsorbierbar. Eine adsorptive Entfernung von TFA aus Wasser ist daher nicht möglich.

Im Hinblick auf den Parameter „Σ PFAS-4“ mit einer Grenzwertkonzentration von 20 ng/L werden häufig auch längere Aktivkohlelaufzeiten erreicht. Im Beispiel in Abbildung 3-4 kann die Aktivkohle über einen spezifischen Durchsatz von 50.000 BV eingesetzt werden, bis die vier relevanten PFAS in Summe in einer Konzentration über 0,02 µg/L im aufbereiteten Wasser vorliegen. Im gezeigten Fall ist der Durchbruch von PFHxA aufgrund der höheren Konzentration die Laufzeit bestimmende Substanz.

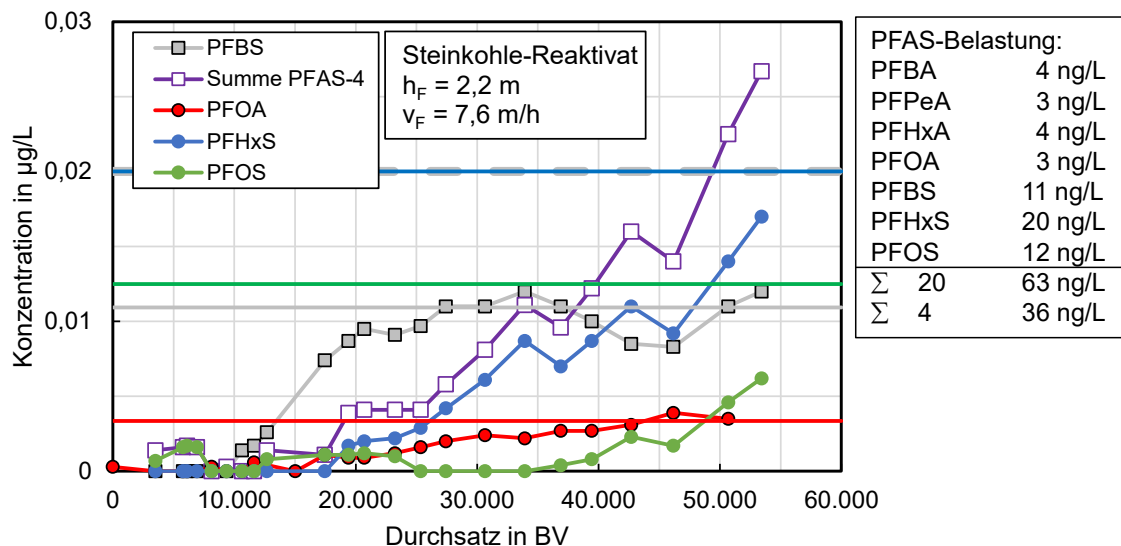


Abbildung 3-4: PFAS-Durchbrüche durch einen Aktivkohlefilter; PFHxS ausschlaggebend für Grenzwertüberschreitung des Parameters „ Σ PFAS-4“ von 0,02 µg/L (Riegel 27.03.25)

Dieser spezifische Durchsatz von 50.000 BV kann erreicht werden, wenn das Aufbereitungsziel „ Σ PFAS-4“ bei 20 ng/L liegt. Werden niedrigere Konzentrationen im aufbereiteten Wasser angestrebt, nimmt die Laufzeit der Aktivkohle bis zu einem Materialwechsel ab. Das oben gezeigte Durchbruchverhalten des Summenparameters „ Σ PFAS-4“ ist nochmals in Abbildung 3-5 dargestellt und in Relation zu verschiedenen Aufbereitungszielen gesetzt. Während bei einer Zielkonzentration von 20 ng/L für die betroffenen 4 PFAS-Substanzen ein spezifischer Durchsatz von 50.000 BV erreicht wird, nimmt dieser bei niedrigeren Aufbereitungszielen ab. Ein Aufbereitungsziel von „ Σ PFAS-4“ = 4 ng/L wird bereits nach einem spezifischen Durchsatz von 20.000 BV nicht mehr eingehalten. Eine Summenkonzentration von „ Σ PFAS-4“ = 2 ng/L ist bereits bei 18.000 BV erreicht.

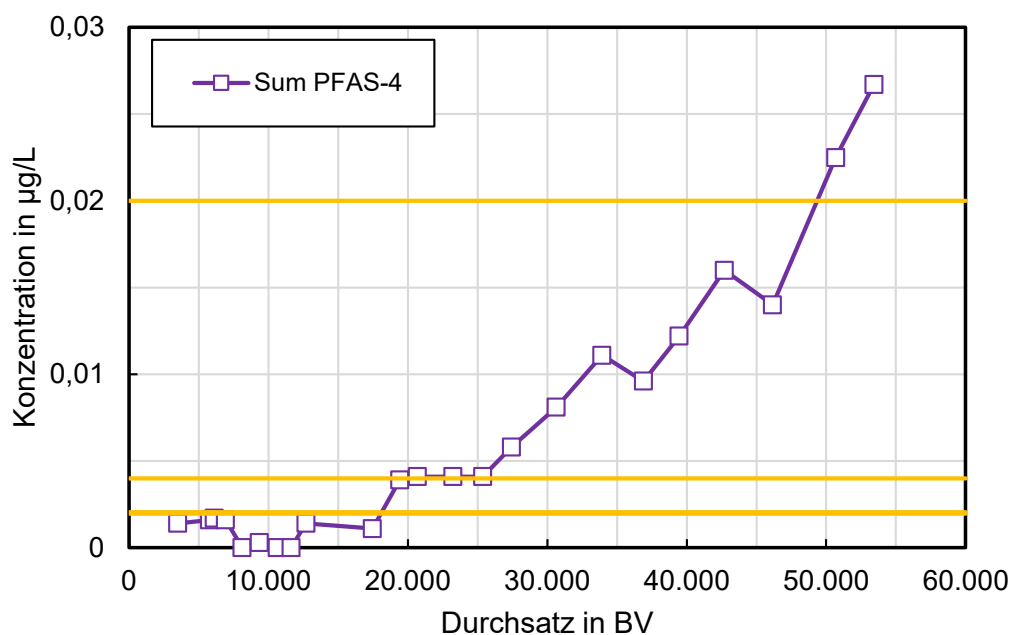


Abbildung 3-5: „ Σ PFAS-4“-Durchbruch und Auswirkung auf den erreichbaren spezifischen Durchbruch bei verschiedenen Aufbereitungszielen

Auch beim Vorhandensein von erhöhten organischen Hintergrundbelastungen werden stark verkürzte Laufzeiten von Aktivkohlefiltern beobachtet. Bei dem Beispiel in Abbildung 3-6 wird eine sehr kurze Laufzeit von nur 8.000 BV beobachtet, obwohl der TOC des Rohwassers mit 3,5 mg/L nur moderat erhöht ist. Im Vergleich zu Betriebszeiten von 50.000 BV stellt dies eine massive Verkürzung der Einsatzzeit der Aktivkohle dar.

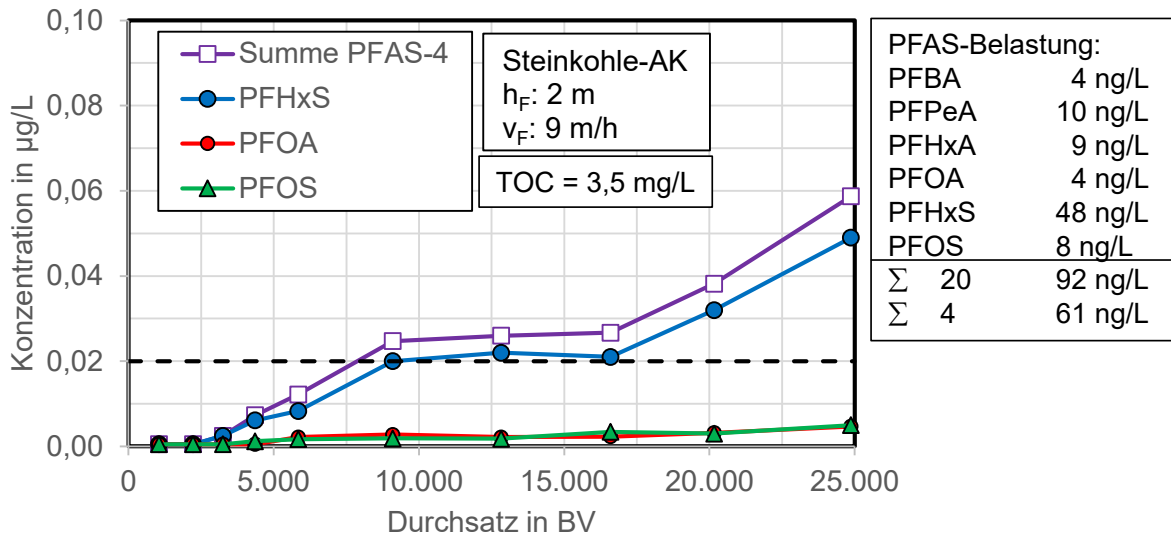


Abbildung 3-6: „ Σ PFAS-4“-Durchbruch bei erhöhter organischer Hintergrundmatrix (Riegel 27.03.25)

3.2 Behandlung über dichte Membranen (UO, NF)

In der Trinkwasseraufbereitung werden zur Entfernung von PFAS aktuell neben Aktivkohlefiltern auch dichte Membranverfahren wie die Umkehrosmose (UO) oder die Nanofiltration (NF) eingesetzt. Die Filtration über dichte Membranen in Wasserwerken dient in erster Linie der Verringerung der Wasserhärte. Ein positiver Nebeneffekt ist, dass auch andere unerwünschte Substanzen, auch wenn sie nur in geringen Konzentrationen im Wasser vorhanden sind, durch die Membranen zurückgehalten werden und somit nicht ins Trinkwasser gelangen. Auch PFAS werden so aus dem Wasser abgetrennt und liegen nach der Trinkwasseraufbereitung im Konzentrat der Membrananlage vor.

Selbst TFA wird bei der Behandlung über Umkehrosmose nahezu vollständig aus dem Wasser entfernt und ins Konzentrat überführt (Scheurer et al. 2017).

Bei der Trinkwasserenthärtung wird kein „salzfreies“ Trinkwasser angestrebt. Unter anderem aus Korrosionsgründen muss das Trinkwasser eine ausreichende Mineralisierung aufweisen. Üblicherweise werden im Trinkwasser Wasserhärten zwischen 8 und 14 °dH angestrebt. Die Membranverfahren werden daher nur im Teilstrom betrieben. Der andere Teilstrom wird im Bypass um die Membrananlage herumgeführt und mit dem Permeat zu Trinkwasser verschnitzen. Je nach Bypassanteil kann somit die gewünschte Zielhärte im Trinkwasser eingestellt werden.

Im Bypassstrom werden jedoch keine PFAS zurückgehalten. Auch wenn die Membran die PFAS nahezu vollständig zurückhält, ist der Gesamtwirkungsgrad der PFAS-Entfernung niedrig. Bei einer Anlagenkonfiguration mit einem Bypassanteil von beispielsweise 40 % beträgt die Eliminationsleistung für PFAS nur 60 %. Je nach Rohwasserbelastung können mit diesem Verfahren niedrige Grenzwerte somit nicht immer eingehalten werden.

Bei einer Vollstrombehandlung über dichte Membranen kann hingegen ein weitgehender PFAS-Rückhalt erreicht werden. Je nach Salzzückhalt der Membrananlage muss das Permeat anschließend remineralisiert, also aufgesalzt werden, bevor es als Trinkwasser ins Verteilungsnetz abgegeben werden kann. In diesem Fall wird zunächst in einem energie- und kostenintensiven Verfahren das Salz aus dem Wasser entfernt, um dem Wasser anschließend wieder Salz zuzuführen. Dies wird nicht als nachhaltiges Verfahren eingestuft.

Bei einer Vollstrombehandlung beträgt die Membranausbeute ca. 80 %. Die PFAS befinden sich nach der Aufbereitung im Konzentrat, welches 20 % des Rohwasservolumenstroms ausmacht (bzw. 25 % des Trinkwasservolumenstroms). Im Hinblick auf die PFAS-Aufkonzentrierung wird ein Volumen-Verringerungs-Faktor von 5 erreicht. Wenn das Konzentrat weiterbehandelt wird, um die PFAS bspw. final zu zerstören, ist immer noch ein relativ großes Volumen zu behandeln.

Demnach muss der Wasserversorger 25 % mehr Rohwasser fördern und die Differenz als Konzentrat abgeben. Gerade im Hinblick auf den Klimawandel und den dadurch bedingten teilweise steigenden Trinkwasserbedarf wird diese zusätzliche Wassermenge jedoch nicht immer verfügbar sein.

Die Behandlung des Konzentrats zur Entfernung von PFAS stellt ein komplexes Verfahren dar. In einem Wasserwerk in Mittelbaden wird das PFAS-haltige Konzentrat aus einer Umkehrosmoseanlage vor dem Einleiten in ein Fließgewässer mittels Aktivkohlefiltration behandelt (Stauder et al. 2024). Hierbei werden nur sehr geringe spezifische Durchsätze bis zum Durchbruch der einzelnen PFAS beobachtet (siehe Abbildung 3-7). Der Grund für diese kurze Laufzeit wird in der vergleichsweise hohen PFAS-Konzentrationen und in dem hohen TOC von 5 mg/L im Konzentrat gesehen.

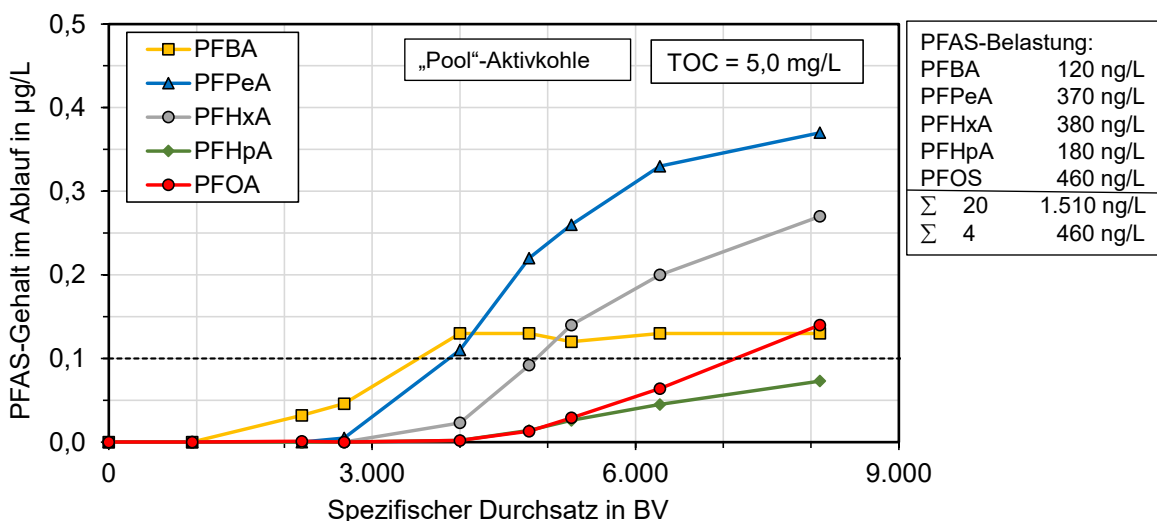


Abbildung 3-7: PFAS-Durchbruchskurven bei der Behandlung eines UO-Konzentrats (Stauder et al. 2024)

Mit der Membranfiltration können PFAS generell effektiv aus dem Wasser entfernt werden. Dennoch weist diese Technik eine Reihe von Nachteilen auf und stellt im Trinkwasserbereich somit nicht generell das Verfahren der Wahl zur Entfernung von PFAS dar.

3.3 Einsatz von Ionenaustauschern

Ionenaustauscher sind auf der §-20-Liste bspw. zur Entfernung von Uran und Nickel aufgeführt. Zur Entfernung von PFAS dürfen sie in Deutschland hingegen aktuell nicht eingesetzt werden. Allerdings befinden sich einige Ionenaustauscherprodukte im Stadium einer Erweiterten Wirksamkeitsprüfung. Für sie gelten Ausnahmeregelungen gemäß § 21 der TrinkwV (Umweltbundesamt 2025). Wenn die Erweiterte Wirksamkeitsprüfung erfolgreich abgeschlossen wird, stehen diese Aufbereitungsstoffe in wenigen Jahren als weitere Aufbereitungstechnik zur Verfügung².

Ionenaustauscher sind deutlich teurer als Kornaktivkohlen. Der Preisunterschied beträgt ca. den Faktor 5. Die Sorptionsprozesse in Ionenaustauscherfiltern laufen hingegen schneller ab als in Aktivkohlefiltern; der Ionenaustausch weist eine schnellere Kinetik auf als die Adsorption an Aktivkohle. Dies führt dazu, dass die Aufenthaltszeit des Wassers in den Aufbereitungsfiltern geringer ist. Bezogen auf das Schüttvolumen werden Ionenaustauscher mit Verweilzeiten von bspw. 3 Minuten Leerbettkontaktzeit (EBCT- empty bed contact time) betrieben. In Aktivkohlefiltern wird hingegen eine Leerbettkontaktzeit um 12 Minuten erreicht. Dadurch können die Filter der Ionenaustauscher deutlich kleiner dimensioniert werden, bspw. um den Faktor 4. Hierdurch werden wesentlich geringere Investitionskosten für die Verfahrenstechnik und die umschließenden Gebäude erforderlich.

Zur Entfernung der schlecht adsorbierbaren PFAS-Substanzen PFBA und PFPeA sind auch Ionenaustauscher nicht gut geeignet. Versuchsergebnisse mit stark basischen Anionenaustauscher, die derzeit auch in den Erweiterten Wirksamkeitsprüfungen eingesetzt werden, weisen spezifische Durchsätze von 10.000-15.000 BV für die Entfernung von PFBA hin. Aus wirtschaftlicher Sicht stellen die stark basischen Anionenaustauscher daher keine Alternative zur Aktivkohle dar, wenn diese schlecht adsorbierbare, kurzkettige Substanz aus dem Wasser entfernt werden müssen.

Auch TFA kann mit Ionenaustauschern nicht aus Wasser entfernt werden.

Für die Entfernung von langkettigen PFAS wie PFOA, PFHxS oder PFOS können Ionenaustauscher zukünftig eine mögliche Aufbereitungsalternative zu Aktivkohle darstellen. Die längeren Laufzeiten könnten den höheren Materialpreis aufwiegen. Hinzu kommen die wirtschaftlichen Vorteile durch den Bau kleinerer Aufbereitungsanlagen. Allerdings sind diese Ionenaustauscher „Einmalprodukte“ und müssen nach ihrem Einsatz thermisch entsorgt werden, was in Deutschland über Sondermüll-Verbrennungsanlagen erfolgen sollte. Für diesen Entsorgungsschritt fallen auch Kosten an. Für die Abschätzung der Aufbereitungskosten sollten zukünftige Aufbereitungsfälle in Wasserwerken herangezogen werden.

² Nach der Erweiterten Wirksamkeitsprüfung erfolgt die sogenannte Bewährungsphase, in der der Aufbereitungsstoff noch nicht auf der §-20-Liste geführt wird aber schon auf Antrag beim Umweltbundesamt bundesweit befristet zur Trinkwasseraufbereitung eingesetzt werden kann.

3.4 Ausblick auf andere Verfahren

Für die Aufbereitung PFAS-haltiger Wässer werden in der Literatur eine Vielzahl von Techniken beschrieben. Diese können in folgende Verfahrenstechnische Gruppierung unterteilt werden:

- Adsorptionsverfahren
- Flockungsverfahren
- Flüssig-Flüssig-Trennverfahren / Aufkonzentrierungsverfahren
- Zerstörende Verfahren

Unter den Adsorptionsverfahren ist die Aktivkohlefiltration die am weitesten verbreitete Technik. Es werden aber auch erfolgreich andere Adsorbentien zur PFAS-Entfernung wie Anionenaustauscher, Tonminerale, Aluminiumhydroxide und Aluminiumsilikate eingesetzt. Für ein modifiziertes Tonmineral liegen bereits umfangreiche Versuchsergebnisse zur PFAS-Entfernung vor und laut Angaben des Herstellers ist die Durchführung einer Erweiterten Wirksamkeitsprüfung in Deutschland beabsichtigt.

Es existieren Flockungs-Chemikalien, die PFAS binden können und somit aus dem Wasser entfernen können. Der Einsatz dieser Flockungs-Chemikalien ist jedoch nicht für die Trinkwasseraufbereitung geeignet und wird von den Herstellern auch nicht angestrebt. In diesem Bereich ist nicht absehbar, dass zukünftig eine technische Lösung für die Behandlung von Trinkwasser zur Verfügung steht.

Zu den Flüssig-Flüssig-Trennverfahren bzw. Aufkonzentrierungsverfahren zur PFAS-Entfernung zählt auch die Membrantechnik mit der Verwendung von Nanofiltrations- oder Umkehrosmosemembranen. Der Zulaufstrom wird hierbei in zwei Flüssigkeitsströme aufgetrennt, von denen einer PFAS in angereicherter Konzentration und der andere in niedrigerer Konzentration aufweist. Andere Techniken in dieser Verfahrensgruppe stellt die Schaumfraktionierung und der Einsatz von Ionenaustauschern dar, falls diese mit einem flüssigen Regenerationsmittel regeneriert und für mehrfache Adsorptionszyklen genutzt werden und die PFAS nach der Regeneration im flüssigen Regenerat vorliegen. Für diese beiden Techniken ist nicht abzusehen, dass sie kurz- oder mittelfristig für die Behandlung von Trinkwasser verfügbar wären.

In der Literatur werden viele PFAS-zerstörende Techniken beschrieben. Teilweise werden sie schon in der Altlastensanierung bspw. zur Behandlung von Grundwasser eingesetzt. Aufgrund ihrer hohen Energieverbräuche zur Zerstörung der chemisch sehr stabilen PFAS und aufgrund der in der Trinkwasseraufbereitung großen Volumenströme, ist ein vorherige Aufkonzentrierung der PFAS in einem kleineren Wasservolumen wirtschaftlich erforderlich. Eine derartige Verfahrenskombination aus Aufkonzentrierung und Zerstörung ist in Deutschland erst noch zu entwickeln bzw. validierend zu testen.

Aufgrund der neuen PFAS-Grenzwerte im Trinkwasser wird aktuell umfangreich Technikentwicklung betrieben. Welche Verfahren in absehbarer Zeit für die Trinkwasseraufbereitung zur Verfügung stehen werden ist abzuwarten. Ebenfalls kann die wirtschaftliche Bewertung der Aufbereitungskosten erst dann erfolgen.

4 Kostenabschätzung

Grundlage für die Kostenabschätzung sind die Wirksamkeiten der Aufbereitungsmethoden, da diese einen wesentlichen Teil der Betriebskosten bestimmen können.

Auf der Basis der in Kapitel 2 dargestellten Betroffenheit der Wasserversorgung wurden im Hinblick auf verschiedene potenzielle Grenzwerte die Gesamtkosten für die Entfernung der PFAS in den deutschen Wasserwerken abgeschätzt. Da die Aktivkohlefiltration derzeit das Verfahren der Wahl darstellt, wurde für die Entfernung der PFAS dieses Verfahren betrachtet.

Als Berechnungsgrundlage wurden auf die Trinkwassermenge bezogene spezifische Aufbereitungskosten für die Aktivkohlefiltration abgeschätzt. Hierbei wurde in drei verschiedene Wasserwerksgrößen mit Aufbereitungs-nennleistungen von 50 m³/h (klein), 200 m³/h (mittel) und 1.000 m³/h (groß) unterteilt. Die spezifischen Kosten sollen die Abschreibungskosten für die Investitionen der Verfahrenstechnik, der Gebäude, der Mess-Steuer-Regelungstechnik und der Planungskosten umfassen. Zudem sollen die Betriebskosten beinhaltet sein, die im Wesentlichen aus dem regelmäßigen Aktivkohlewechsel nach thermischer Reaktivierung resultieren. Ferner sollen analytische Kosten zur Überwachung des PFAS-Durchbruchs, Personalkosten für den Betrieb sowie Wartungsarbeiten beinhaltet sein. Ein Überblick über diese Positionen gibt Tabelle 4-2. Eine detailliertere Betrachtung der angenommenen Einzelkosten ist im Anhang in Tabelle 0-2 bis Tabelle 0-7 aufgeführt.

Für die spezifischen Kosten wurde ein oberer und ein unterer Wert für die drei Wasserwerksgrößen abgeschätzt. Der obere Wert soll die Entfernung von schlecht adsorbierbaren PFAS widerspiegeln mit erreichbaren spezifischen Durchsätzen von 20.000 BV. Der untere Wert stellt die Kosten für die Entfernung von besser adsorbierbaren Stoffen dar bei erreichbaren spezifischen Durchsätzen von 50.000 BV.

Tabelle 4-1: Angenommene spezifische Kosten für die Aktivkohlefiltration zur PFAS-Entfernung

| Aufbereitungsnennleistung | Untere Kosten, €/m ³ | Obere Kosten, €/m ³ |
|--------------------------------|---------------------------------|--------------------------------|
| Klein (50 m ³ /h) | 0,37 | 0,52 |
| Mittel (200 m ³ /h) | 0,19 | 0,27 |
| Groß (1.000 m ³ /h) | 0,12 | 0,17 |

Bei den aufgeführten Gesamtkosten wurden für kleine Wasserwerke Kosten von 0,37 €/m³ (unterer Wert) und von 0,52 €/m³ (oberer Wert) angenommen. Diese mögen auf den ersten Blick hoch erscheinen. Hintergrund hierfür ist, dass Personalkosten von einer halben Stelle für den unteren Wert und von einer ganzen Stelle für den oberen Wert angesetzt wurden. Bezogen auf die geringe Trinkwassermenge resultieren daher diese hohen Kosten.

Für mittlere Wasserwerke wurden nach dieser Methodik Gesamtkosten für die Aktivkohlefiltration zwischen 0,19 €/m³ und 0,27 €/m³ angesetzt. Für große Wasserwerke wurden Kosten zwischen 0,12 €/m³ und 0,17 €/m³ angesetzt.

Im Auftrag der Europäischen Kommission wurde eine Kostenstudie über die Verunreinigung mit PFAS erstellt, in der Wasseraufbereitungskosten für die Einhaltung des Grenzwertes „ Σ PFAS-20“ von 0,1 $\mu\text{g/L}$ im Bereich zwischen 0,17 und 0,85 €/m³ abgeleitet wurden (European Commission 2026). Diese liegen etwas über den hier angenommenen Kosten, jedoch im vergleichbaren Größenbereich.

Tabelle 4-2: Übersicht der in den Kosten beinhalteten Positionen

| Abschreibungskosten | Betriebskosten | Sonstige Kosten |
|--|--|---|
| <ul style="list-style-type: none"> • Verfahrenstechnik (Filterkessel, Verrohrung, Absetzbecken, Spülpumpen) • Gebäude • MSR-Technik | <ul style="list-style-type: none"> • Filtermaterial (regelmäßig zu erneuern) • Energiekosten • Personal • Analytik | <ul style="list-style-type: none"> • Wartung |

Bei der nachfolgenden Kostenabschätzung wurde davon ausgegangen, dass in sämtlichen Fällen, in denen die PFAS-Konzentrationen im Wasser über dem angestrebten Grenzwert liegt, eine Neuanlage installiert wird. Nicht betrachtet wurde, dass in manchen Fällen bereits eine Aufbereitungsanlage besteht, die weiter genutzt und bspw. lediglich mit einem häufigerem Wechselintervall der Aktivkohle betrieben werden kann. Dies liegt darin begründet, dass dieser Anteil von bestehenden Aufbereitungsanlagen nur schlecht abgeschätzt werden kann.

4.1 Aufbereitungsziel „ Σ PFAS-20“ = 0,1 $\mu\text{g/L}$

Für das Aufbereitungsziel „ Σ PFAS-20“ = 0,1 $\mu\text{g/L}$ wurde anhand der in Kapitel 2.6 und Tabelle 2-8 gezeigten Betroffenheitsdaten eine Betroffenheit in Deutschland von 2,0 % der verteilten Trinkwassermenge angenommen. Bezogen auf die insgesamt in Deutschland zur Verfügung gestellte Menge von 5,32 Milliarden. m³/a (Statistisches Bundesamt 2024) müssen demnach pro Jahr 106 Mio. m³ Wasser aufbereitet und von PFAS befreit werden.

Für die Aufbereitungseffektivität ist es wichtig, ob schlecht adsorbierbare Substanzen wie PFBA oder PFPeA vorliegen oder ob die Belastungssituation durch gut adsorbierbare Stoffe wie PFOA oder PFHxS erfolgt. Nach den Erfahrungen des TZW liegt vor allem in Mittelbaden durch eine großflächige Bodenkontamination durch PFAS-haltigen Papierkompost eine Grundwasserbelastung mit schlecht adsorbierbaren PFAS vor. Bei anderen Schadensfällen, die durch Feuerlöschschäume häufig in unmittelbarer Nähe von Flugplätzen verursacht wurden, werden im Wesentlichen gut adsorbierbare PFAS gefunden. Für die folgende Auswertung wurde angenommen, dass in 15 % der Fälle schlecht adsorbierbare Substanzen wie PFBA und PFPeA bzw. erhöhte organische Hintergrundgehalte für einen frühen Wechsel der Aktivkohle relevant sind und daher zu erhöhten Aufbereitungskosten führen. In den anderen 85 % werden geringere spezifische Aufbereitungskosten angesetzt, da bei der Entfernung von bspw. PFHxS oder PFOA längere Betriebszeiten der Aktivkohle erreicht werden, bis ein Materialwechsel durchgeführt werden muss.

Die so abgeschätzten Kosten (Tabelle 4-3) liegen bei 26 Mio. €, die jedes Jahr in Deutschland bei den Wasserversorgern als Gesamtkosten anfallen würden.

Aus der aufzubereitenden Wassermenge von 106 Mio. m³/a kann auf die Anzahl der neu zu errichtenden Wasserwerke bzw. Aufbereitungsanlagen zurückgeschlossen werden. Unter der Annahme einer 83 %-igen Auslastung der Anlagen, was einem 20-stündigen täglichem Betrieb entspricht³, wären 97 kleine Wasserwerke, 24 mittlere und 5 große neu zu errichten. Hierbei wurde angenommen, dass sich die betroffene Gesamtwassermenge gleichmäßig auf die drei Wasserwerksgrößen „klein“, „mittel“ und „groß“ aufteilt.

Tabelle 4-3: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ Σ PFAS-20“ = 0,1 µg/L

| Aufbereitungs-nennleistung | Aufzubereitende Wassermenge, m ³ /a | Spezifische Kosten, €/m ³ | Anzahl Anlagen | Gesamtkosten, €/a |
|--------------------------------|--|--------------------------------------|----------------|-------------------|
| Klein (50 m ³ /h) | 35,5 Mio. | 85 %: 0,37; 15 %: 0,52 | 97 | 13,9 Mio. |
| Mittel (200 m ³ /h) | 35,5 Mio. | 85 %: 0,19; 15 %: 0,27 | 24 | 7,2 Mio. |
| Groß (1.000 m ³ /h) | 35,5 Mio. | 85 %: 0,12; 15 %: 0,17 | 5 | 4,5 Mio. |
| Gesamt | 106 Mio. | Ø 0,24 | 126 | 26 Mio. |

4.2 Aufbereitungsziel „ Σ PFAS-4“ = 0,02 µg/L

Auf der Grundlage der in Kapitel 2.6 aufgeführten Daten wurde für die Ermittlung der Aufbereitungskosten für die Einhaltung des Trinkwassergrenzwertes „ Σ PFAS-4“ in Höhe von 0,02 µg/L eine Betroffenheit von 3,5 % der verteilten Trinkwassermenge angenommen. Dies entspricht einer Wassermenge von 186 Mio. m³, die jährlich zur Entfernung von PFAS aufbereitet werden müsste.

Für die spezifischen Kosten wurden ausschließlich die unteren Werte aus Tabelle 4-1 verwendet, da es sich bei den vier Substanzen, die den Parameter „ Σ PFAS-4“ bilden, um vergleichsweise gut adsorbierbare Stoffe handelt.

Die Gesamtkosten, die unter diesen Annahmen resultieren, würden bei 42 Mio. €/a liegen. Insgesamt wären rd. 220 Aufbereitungsanlagen erforderlich, um diese Wassermenge aufzubereiten (siehe Tabelle 4-4).

Tabelle 4-4: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ Σ PFAS-4“ = 0,02 µg/L

| Aufbereitungs-nennleistung | Aufzubereitende Wassermenge, m ³ /a | Spezifische Kosten, €/m ³ | Anzahl Anlagen | Gesamtkosten, €/a |
|--------------------------------|--|--------------------------------------|----------------|-------------------|
| Klein (50 m ³ /h) | 62 Mio. | 0,37 | 170 | 23 Mio. |
| Mittel (200 m ³ /h) | 62 Mio. | 0,19 | 43 | 12 Mio. |
| Groß (1.000 m ³ /h) | 62 Mio. | 0,12 | 9 | 7,4 Mio. |
| Gesamt | 186 Mio. | Ø 0,23 | 221 | 42 Mio. |

³ Dies entspricht Jahresaufbereitungsmengen von 365.000 m³ bei kleinen Wasserwerken (50 m³/h), 1.460.000 m³/a bei mittleren Wasserwerken (200 m³/h) und 7.300.000 m³/a bei großen Wasserwerken (1.000 m³/h)

4.3 Aufbereitungsziel „ Σ PFAS-4“ = 0,01 $\mu\text{g/L}$

Betrachtet man das Szenario, dass der Parameter „ Σ PFAS-4“ im Vergleich zum derzeit in Deutschland festgesetzten Wert weiter auf 0,01 $\mu\text{g/L}$ (= 10 ng/L) verringert wird, wäre eine größere Anzahl von Versorgern betroffen, die eine Trinkwasseraufbereitungsanlage zur Einhaltung dieses Wertes installieren müssten. Aufgrund der Datenlage aus Kapitel 2.6 wird dieser Anteil der betroffenen Wassermenge auf 8,5 % geschätzt. Für gesamt Deutschland würde dies eine Menge von rd. 450 Mio. m^3 pro Jahr darstellen.

Als spezifische Kosten wurden für dieses Szenario ebenfalls die unteren Werte (0,37; 0,19 und 0,12 €/m^3) verwendet. Aufgrund der großen Wassermenge, die zur Einhaltung dieser Summenkonzentration aufbereitet werden muss, ergibt sich mit fast 540 Anlagen eine deutlich größere Anzahl an Aufbereitungsanlagen bzw. Wasserwerken, die neu errichtet werden müssten. Die Gesamtkosten, die für den Bau und den Betrieb dieser Wasserwerke anfallen würden, werden mit dieser Berechnungsmethode auf 102 Mio. €/a geschätzt.

Tabelle 4-5: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ Σ PFAS-4“ = 0,01 $\mu\text{g/L}$

| Aufbereitungs-nennleistung | Aufzubereitende Wassermenge, m^3/a | Spezifische Kosten, €/m^3 | Anzahl Anlagen | Gesamtkosten, €/a |
|-------------------------------------|--|--------------------------------------|----------------|----------------------------|
| Klein (50 m^3/h) | 150 Mio. | 0,37 | 413 | 56 Mio. |
| Mittel (200 m^3/h) | 150 Mio. | 0,19 | 103 | 29 Mio. |
| Groß (1.000 m^3/h) | 150 Mio. | 0,12 | 21 | 18 Mio. |
| Gesamt | 450 Mio. | \varnothing 0,22 | 537 | 102 Mio. |

4.4 Aufbereitungsziel „ Σ PFAS-4“ = 0,004 $\mu\text{g/L}$

Sollte der Zielwert des Parameters „ Σ PFAS-4“ bei lediglich 0,004 $\mu\text{g/L}$ (= 4 ng/L) definiert werden, nimmt die Betroffenheit der Wässer, die eine zu hohe Konzentration aufweisen und daher aufbereitet werden müssen, weiter zu. Für die Kostenberechnung wird sie mit 20 % der genutzten Wassermenge abgeschätzt (vergleiche auch Tabelle 2-8). Dies entspricht einer deutschlandweit verteilten Wassermenge von 1,06 Mrd. m^3 pro Jahr.

Als spezifische Kosten für dieses Szenario wurden die hohen Werte von Tabelle 4-1 verwendet. Dies ist darin begründet, dass für die Einhaltung dieser niedrigen Konzentration von 4 ng/L für die Summe von insgesamt 4 Substanzen nur von kurzen bis moderaten Aktivkohlelaufzeiten ausgegangen werden kann, wie in Kapitel 3.1 und auch in Abbildung 3-5 genauer ausgeführt.

Die Gesamtkosten, die für die Neuinstallation der Aufbereitungsanlagen für die Einhaltung dieser niedrigen Konzentration sowie deren Betrieb erforderlich wären, werden für Deutschland mit 340 Mio. € abgeschätzt, die jedes Jahr für die Wasserwirtschaft anfallen und von der Bevölkerung über das Trinkwasserentgelt zu errichten wären.

Insgesamt wären über 1.200 Anlagen für die Einhaltung dieses Wertes von 4 ng/L neu zu bauen.

Tabelle 4-6: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ Σ PFAS-4“ = 0,004 $\mu\text{g/L}$

| Aufbereitungs-nennleistung | Aufzubereitende Wassermenge, m^3/a | Spezifische Kosten, $\text{€}/\text{m}^3$ | Anzahl Anlagen | Gesamtkosten, $\text{€}/\text{a}$ |
|-------------------------------------|--|---|----------------|-----------------------------------|
| Klein (50 m^3/h) | 355 Mio. | 0,52 | 972 | 184 Mio. |
| Mittel (200 m^3/h) | 355 Mio. | 0,27 | 246 | 96 Mio. |
| Groß (1.000 m^3/h) | 355 Mio. | 0,17 | 49 | 60 Mio. |
| Gesamt | 1,06 Mrd. | Ø 0,32 | 1.263 | 340 Mio. |

4.5 Aufbereitungsziel „ Σ PFAS-4“ = 0,002 $\mu\text{g/L}$

Bei dem Aufbereitungsziel „ Σ PFAS-4“ von 0,002 $\mu\text{g/L}$ (= 2 ng/L), das dem in Dänemark umgesetzten Trinkwassergrenzwert entspricht, wird nach den in Kapitel 2 recherchierten Daten von einer Betroffenheit von 30 % ausgegangen. Deutschlandweit betrachtet wäre damit eine Wassermenge von 1,6 Mrd. m^3/a aufzubereiten.

Um dieses Aufbereitungsziel mittels Aktivkohlefiltration zu erreichen, werden hohe spezifische Kosten erforderlich sein, da ein Aktivkohleaustausch nach geringen spezifischen Durchsätzen erfolgen muss. Es wurden daher die hohen spezifischen Kosten von 0,52; 0,27 bzw. 0,17 $\text{€}/\text{m}^3$ je nach Größe der Aufbereitungsanlage angesetzt.

Bei diesem Aufbereitungsziel werden Gesamtkosten von ca. 510 Mio. € jährlich abgeschätzt. Die Anzahl der neu zu errichtenden Aufbereitungsanlagen würde sehr hoch sein. Sie werden mit insgesamt rd. 1.900 abgeschätzt.

Tabelle 4-7: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ Σ PFAS-4“ = 0,002 $\mu\text{g/L}$

| Aufbereitungs-nennleistung | Aufzubereitende Wassermenge, m^3/a | Spezifische Kosten, $\text{€}/\text{m}^3$ | Anzahl Anlagen | Gesamtkosten, $\text{€}/\text{a}$ |
|-------------------------------------|--|---|----------------|-----------------------------------|
| Klein (50 m^3/h) | 532 Mio. | 0,52 | 1.458 | 277 Mio. |
| Mittel (200 m^3/h) | 532 Mio. | 0,27 | 364 | 144 Mio. |
| Groß (1.000 m^3/h) | 532 Mio. | 0,17 | 73 | 90 Mio. |
| Gesamt | 1,60 Mrd. | Ø 0,32 | 1.895 | 510 Mio. |

4.6 Aufbereitungsziel TFA = 1 µg/L

Aktuell wird auf europäischer Ebene diskutiert, auch Trifluoracetat bzw. Trifluoressigsäure (TFA) im Rahmen der PFAS-Gruppierung regulatorisch zu berücksichtigen. Im Zusammenhang mit der Überarbeitung der Wasserrahmenrichtlinie wurde unter anderem ein Summenparameter „ Σ PFAS-25“ erarbeitet, der auch TFA umfasst.

Für diesen Summenparameter wurde eine Umweltqualitätsnormen (UQN) im Bereich von 0,0044 µg/L (entsprechend 4,4 ng/L) angesetzt. Die Bewertung erfolgt hierbei nicht über einfache Konzentrationssummen, sondern über eine toxikologisch gewichtete Summenbildung unter Anwendung von relativen Potenzfaktoren (Relative Potency Factors, RPF).

Dabei werden die Konzentrationen einzelner PFAS mit ihrem jeweiligen RPF multipliziert und als PFOA-Äquivalente ausgedrückt. Für TFA wird ein RPF von 0,002 angesetzt (RIVM 2023). Daraus ergibt sich, dass Gewässer mit TFA-Konzentrationen oberhalb von 2,2 µg/L rechnerisch die genannte Summen-UQN von 4,4 ng PFOA-Äquivalenten/L überschreiten würden.

Da der RPF-Ansatz darauf beruht, unterschiedliche PFAS über gemeinsame toxikologische Bezugspunkte miteinander zu vergleichen, sollte bei der Einordnung von TFA in ein PFOA-basiertes Bewertungssystem mit einer gewissen Zurückhaltung vorgegangen werden. Die beiden Substanzen weisen unterschiedliche Eigenschaften auf, sodass der resultierende RPF-Wert im Gesamtzusammenhang sorgfältig und unter Berücksichtigung möglicher methodischer Grenzen interpretiert werden sollte.

Vor diesem Hintergrund wurde auch eine Kostenberechnung durchgeführt, die als Zielwert für TFA eine Konzentration von 1 µg/L für Trinkwasser aufweist.

TFA kann adsorptiv mit Aktivkohle oder anderen Adsorbentien nicht aus Trinkwässern entfernt werden. Die einzige, derzeit technisch mögliche Aufbereitungsmethode stellt die Filtration mittels Umkehrosmose im Vollstrom dar. Anschließend ist eine Remineralisierung des Wassers nötig, bspw. indem das Wasser über einen Kalksteinfilter gefördert wird.

Durch diese Art der Aufbereitung kann TFA aus dem Trinkwasser ferngehalten werden. Es findet jedoch keine Entnahme aus der Umwelt statt, da das TFA nach der Aufbereitung vollständig im salzhaltigen Konzentrat vorliegt. Da eine adsorptive Entfernung von TFA aus dem Konzentrat auch nicht möglich ist, müsste das TFA mit dem Konzentrat in einen Vorfluter geleitet werden. Aufgrund der oben genannten Umweltqualitätsnorm wäre dies jedoch unzulässig. Dies würde bedeuten, dass erste neue Verfahren, für die Entfernung oder Zerstörung von TFA aus den Konzentraten entwickelt werden müssten.

Die spezifischen Kosten, die für eine Aufbereitung mittels Umkehrosmose und anschließender Aufhärtung aber ohne weitergehende Konzentratbehandlung abgeschätzt wurden, sind nach Wasserwerksgrößen unterteilt in Tabelle 4-8 dargestellt. Sie sollen wiederum die Gesamtkosten aus Abschreibung der Aufbereitungstechnik, Gebäude, MSR-Technik, Planung sowie Betriebskosten (Energie, regelmäßiger Membranwechsel, Chemikalien, Aufhärtungsgranulat) und Wartung umfassen. Eine detaillierte Auftrennung der angesetzten Einzelkosten ist im Anhang in Tabelle 0-8 bis Tabelle 0-13 dargestellt. Die unterschiedlichen Kosten beziehen sich hierbei einmal auf eine geringe Mineralisierung des Wassers, die zu geringeren Aufbereitungskosten führt. Die hohen Kosten sind einer hohen Mineralisierung des Wassers zuzuordnen. Im Folgenden wird für die Kostenabschätzung eine gleichmäßige Aufteilung dieser beiden Kosten (50 : 50) angenommen.

Aufgrund der komplexeren Verfahrenstechnik der Membrantechnik, sowie der hohen Betriebsmittelkosten, vor allem für Energie, sind die spezifischen Kosten deutlich höher als bei der Aufbereitung mit Aktivkohle.

Tabelle 4-8: Angenommene spezifische Kosten für die Aufbereitung mittels Umkehrosmose im Vollstrom mit anschließender Aufhärtung

| Aufbereitungs-nennleistung | Untere spezifi-sche Kosten, €/m ³ | Obere spezifi-sche Kosten, €/m ³ |
|--------------------------------|--|---|
| Klein (50 m ³ /h) | 0,83 | 0,97 |
| Mittel (200 m ³ /h) | 0,56 | 0,65 |
| Groß (1.000 m ³ /h) | 0,41 | 0,48 |

Für die Entfernung von TFA aus Trinkwasser werden in der Studie „The cost of PFAS pollution for our society“ auch spezifische Aufbereitungskosten aufgeführt (European Commission 2026). Diese liegen zwischen 0,51 und 0,85 €/m³ und somit in einer vergleichbaren Höhe wie die hier angenommenen Kosten.

Anhand der in Kapitel 2.2 dargestellten Daten zum Vorkommen von TFA in verschiedenen Gewässern wird die Betroffenheit auf 55 % der Wassermenge abgeschätzt, in denen die TFA-Konzentrationen über 1 µg/L liegen und die bei einem derartigen Grenzwert aufbereitet werden müssten. Dies stellt für Deutschland mit 2,9 Mrd. m³/a eine außerordentlich große Wassermenge dar. Für diese Art der flächendeckenden Aufbereitungstechnik müssten schätzungsweise über 3.000 neue Anlagen gebaut werden. Die Gesamtkosten aus Betrieb und Abschreibung würden bei schätzungsweise 1,9 Mrd. €/a liegen.

Tabelle 4-9: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel TFA = 1 µg/L

| Wasserwerks-größe | Aufzubereitende Wassermenge, m ³ /a | Spezifische Kosten, €/m ³ | Anzahl Anlagen | Gesamtkosten, €/a |
|--------------------------------|--|--------------------------------------|----------------|-------------------|
| Klein (50 m ³ /h) | 975 Mio. | 50 %: 0,83; 50 %: 0,97 | 2.672 | 880 Mio. |
| Mittel (200 m ³ /h) | 975 Mio. | 50 %: 0,56; 50 %: 0,65 | 668 | 590 Mio. |
| Groß (1.000 m ³ /h) | 975 Mio. | 50 %: 0,41; 50 %: 0,48 | 134 | 435 Mio. |
| Gesamt | 2,9 Mrd. | Ø 0,65 | 3.474 | 1,9 Mrd. |

4.7 Aufbereitungsziel TFA = 0,1 µg/L

Als letztes Szenario wird hier betrachtet, dass die Substanz TFA in einen Summenparameter (z.B. „Σ PFAS-25“) mit einbezogen wird und für sie ebenfalls eine maximale Konzentration von 0,1 µg/L im Trinkwasser gelten könnte. Die Betroffenheit der deutschen Wasserbranche würde mit 95 % fast alle Wasserversorgungsunternehmen umfassen. Mit 5 Mrd. m³/a müsste fast die gesamte Trinkwassermenge mittels Umkehrosmose aufbereitet werden. Betroffen wären

schätzungsweise 6.000 Aufbereitungsanlagen und es wäre mit geschätzten Gesamtkosten von 3,3 Mrd. €/a zu rechnen.

Zudem müsste eine zusätzliche Rohwassermenge von 1,25 Mrd. m³/a (25 % der Trinkwassermenge) gefördert werden, die nach der Aufbereitung als Konzentrat den absoluten Großteil der natürlichen Wasserinhaltsstoffe in Fließgewässer leitet.

Tabelle 4-10: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel TFA = 0,1 µg/L

| Wasserwerksgröße | Aufzubereitende Wassermenge, m ³ /a | Spezifische Kosten, €/m ³ | Anzahl Anlagen | Gesamtkosten, €/a |
|--------------------------------|--|--------------------------------------|----------------|-------------------|
| Klein (50 m ³ /h) | 1,7 Mrd. | 50 %: 0,83; 50 %: 0,97 | 4.616 | 1,5 Mrd. |
| Mittel (200 m ³ /h) | 1,7 Mrd. | 50 %: 0,56; 50 %: 0,65 | 1.154 | 1,0 Mrd. |
| Groß (1.000 m ³ /h) | 1,7 Mrd. | 50 %: 0,41; 50 %: 0,48 | 231 | 750 Mio. |
| Gesamt | 5,1 Mrd. | Ø 0,65 | 6.000 | 3,3 Mrd. |

4.8 Vergleichende Gegenüberstellung der Aufbereitungskosten

Für die fünf oben durchgeführten Szenarien zur Entfernung von PFAS mit den unterschiedlichen Aufbereitungsziele sind die jährlichen Gesamtkosten in Abbildung 4-1 aufgezeigt. Die Szenarien, bei denen der Parameter „∑ PFAS-4“ eingehalten werden muss, führen zu höheren Kosten als bei dem Parameter „∑ PFAS-20“. Speziell bei sehr niedrigen Zielwerten wie 4 oder 2 ng/L werden hohe Kosten anfallen, da die Betroffenheit der Wasserversorgung sehr hoch sein wird. Der geschätzte Aufwandsunterschied zur Einhaltung einer Konzentration für „∑ PFAS-4“ von 2 ng/L beträgt 510 Mio. €/a. Verglichen mit den Kosten zur Einhaltung des in Deutschland festgesetzten Wertes von 20 ng/L von 42 Mio. €/a liegt dieser um den Faktor von 12 höher.

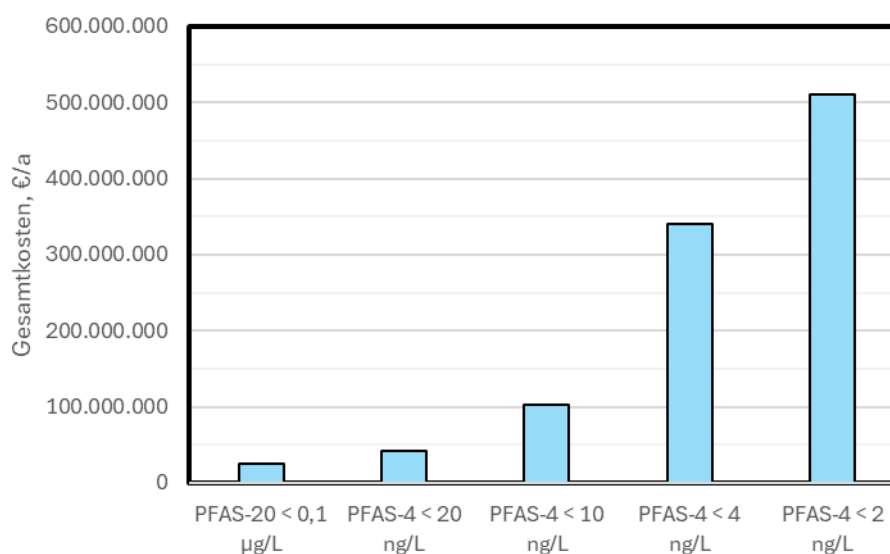


Abbildung 4-1: Geschätzte Aufbereitungskosten in Abhängigkeit der Aufbereitungsziele

Betrachtet man die Szenarien, bei denen auch TFA entfernt werden muss, ergeben sich die in Abbildung 4-2 gezeigten jährlichen Aufbereitungskosten. Es ist erkennbar, dass die beiden Szenarien, bei denen TFA aus dem Trinkwasser entfernt werden muss, ein Vielfaches der Aufbereitungskosten verursachen als bei der Einhaltung des sehr niedrigen Grenzwertes „ Σ PFAS-4“ = 2 ng/L. Die geschätzten Kosten für die Einhaltung eines TFA-Grenzwertes von 0,1 $\mu\text{g/L}$ von 3,3 Mrd. €/a liegen verglichen mit den Kosten zur Einhaltung des Parameters „ Σ PFAS-4“ = 2 ng/L um den Faktor 6 höher. Verglichen mit den ermittelten Kosten zur Einhaltung des Parameters „ Σ PFAS-20“ = 0,1 $\mu\text{g/L}$ sind sie sogar um den Faktor 128 höher.

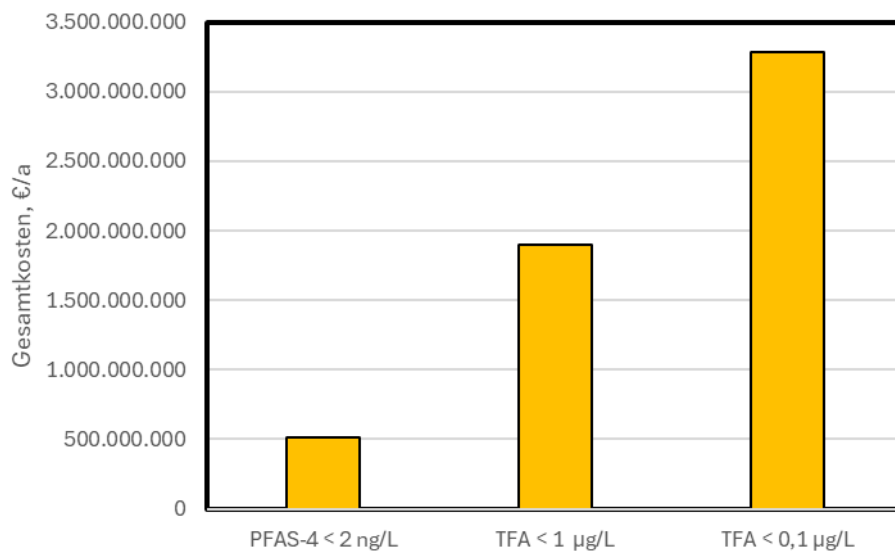


Abbildung 4-2: Geschätzte Aufbereitungskosten bei der Entfernung von TFA

Die Betroffenheit der deutschen Wasserversorgung von den betrachteten Zielkonzentrationen bzw. potenziellen Grenzwerten ist anhand der neu zu errichtenden Aufbereitungsanlagen in Abbildung 4-3 dargestellt. Bei einer Absenkung des Trinkwassergrenzwertes für den Parameter „ Σ PFAS-4“ wäre eine Vielzahl von Wasserversorgern betroffen, die in neue Aufbereitungstechnik investieren müssten.

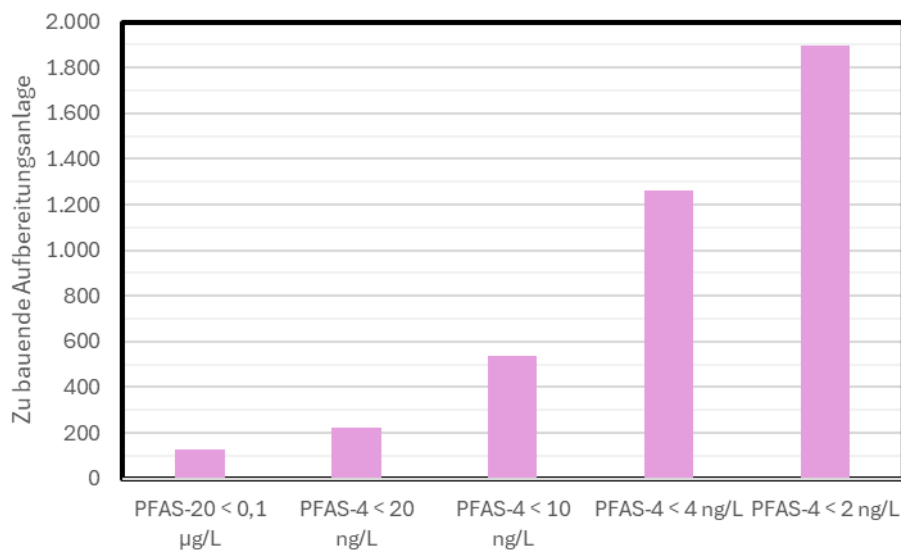


Abbildung 4-3: Anzahl neu zu errichtender Aufbereitungsanlagen in Abhängigkeit der Aufbereitungsziele

Wenn zukünftig auch Ionenaustauscher zur Entfernung von PFAS zur Trinkwasseraufbereitung zur Verfügung stehen, können dadurch bei der Entfernung von langkettigen PFAS wirtschaftliche Vorteile resultieren. Vor diesem Hintergrund wurde eine Kostenschätzung durchgeführt, bei der Gesamtkosten von 70 % der Aktivkohlekosten angenommen wurden, wenn es um die Einhaltung des Parameters „ Σ PFAS-4“ geht. Diese Annahme ist mit großer Unsicherheit verbunden und soll im Wesentlichen das große ökonomische Einsparpotential darstellen. Die so ermittelten Gesamtkosten sind in Abbildung 4-4 aufgezeigt. Sie spiegeln ein merkliches volkswirtschaftliches Einsparpotential wider, vor allem wenn eine große Anzahl von Neuanlagen umgesetzt werden muss.

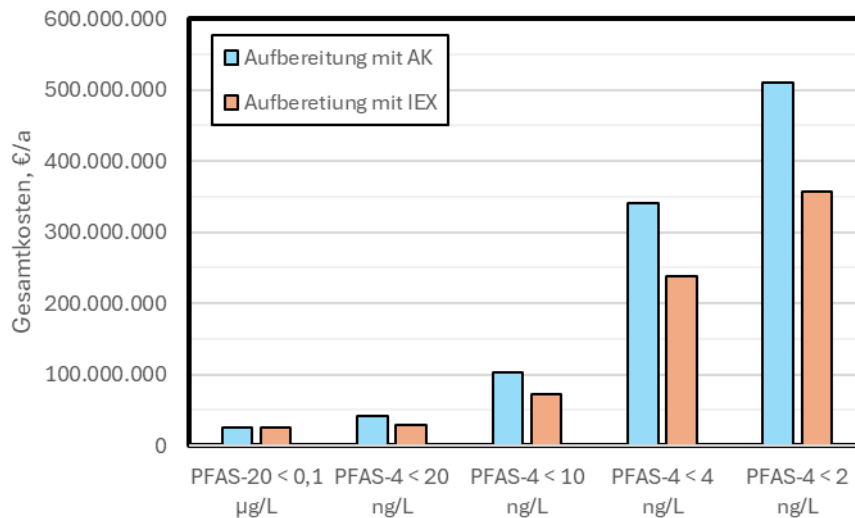


Abbildung 4-4: Geschätzte Aufbereitungskosten bei zusätzlicher Verwendung von Ionenaustauschern

5 Literaturverzeichnis

- European Commission (2026): The cost of PFAS pollution for our society. Final Report. Prepared by WSP. Hg. v. European Commission. Directorate-General for Environment (ENV), Directorate C: Zero Pollution, Water Resilience & Green Urban Transition. Brüssel.
- Freeling, Finnian; Behringer, David; Heydel, Felix; Scheurer, Marco; Ternes, Thomas A.; Nödler, Karsten (2020): Trifluoroacetate in Precipitation. Deriving a Benchmark Data Set. In: *Environmental Science & Technology* 54 (18), S. 11210–11219. DOI: 10.1021/acs.est.0c02910.
- Muir, Derek; Miaz, Luc T. (2021): Spatial and Temporal Trends of Perfluoroalkyl Substances in Global Ocean and Coastal Waters. In: *Environmental Science & Technology* 55 (14), S. 9527–9537. DOI: 10.1021/acs.est.0c08035.
- Nödler, Karsten (2025): Bestandsaufnahme zur Betroffenheit der deutschen Trinkwasserversorgung durch die potenzielle Einführung eines Trinkwassergrenzwerts bzw. die Absenkung des aktuell bestehenden Trinkwasserleitwerts für Trifluoressigsäure (TFA). TFA-Trink. Abschlussbericht. Hg. v. DVGW. TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser. Bonn.
- Reinhardt, Miriam (2010): Perfluorierte Chemikalien im Grundwasser. Grundlagen und Pilotstudie Schweiz. In: *Wasser | Eaux* (11).
- Riegel, Marcel. (27.03.25): PFAS-Entfernung im Wasserwerk mit Aktivkohle. 58. Essener Tagung. Aachen, 27.03.25.
- RIVM (2023): Advies indicatieve drinkwaterrichtwaarde voor stof trifluorazijnzuur (TFA, CAS-nr. 76-05-1). Hg. v. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM). Bilthoven (DMG-2023-0011).
- Scheurer, Marco; Nödler, Karsten; Freeling, Finnian; Janda, Joachim; Happel, Oliver; Riegel, Marcel et al. (2017): Small, mobile, persistent. Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply. In: *Water Research* 126, S. 460–471. DOI: 10.1016/j.watres.2017.09.045.
- Statistisches Bundesamt (2024): Öffentliche Wasserversorgung 2022. Pressemitteilung Nr. 304 vom 8. August 2024. Hg. v. Destatis. Online verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/Presse/Pressemitteilungen/2024/08/PD24_304_32311.html, zuletzt aktualisiert am 16.02.26.
- Stauder, Stefan; Müller, Uwe; Egner, Sebastian; Riedinger, Peter (2024): PFAS-Entfernung mit Umkehrosmose und Aktivkohle. Erfahrungen aus fünf Jahren Praxisbetrieb. In: *energie | wasser-praxis* (09), S. 32–37.
- Umweltbundesamt (2025): Fünfte Bekanntmachung der Ausnahmegenehmigungen gemäß § 21 der Trinkwasserverordnung mit Stand vom Dezember 2025. Vom 24. Oktober 2025. Hg. v. Umweltbundesamt. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/system/files/document/260114%205.%20Bekanntmachung%20der%20Ausnahmegenehmigungen%20gem%C3%A4%C3%9F%20%C2%A7%2021%20TrinkwV.pdf>, zuletzt geprüft am 02.03.26.

Verband der Kantonschemiker der Schweiz (2023): Auswertung VKCS-Kampagne PFAS in Trinkwasser 2023. Hg. v. Verband der Kantonschemiker der Schweiz.

6 Abbildungsverzeichnis

| | |
|--|----|
| Abbildung 2-1: Verteilung der Summenkonzentrationen PFAS-20 in den Trinkwasserproben 3 | |
| Abbildung 2-2: Verteilung der Summenkonzentrationen PFAS-4 in den Trinkwasserproben . 4 | |
| Abbildung 2-3: Häufigkeitsverteilung der TFA-Konzentration in Wasserproben aus Deutschland in den Jahren 2023 und 2024 (Nödler 2025)..... | 5 |
| Abbildung 2-4: The Forever Lobbying Projekt: „The Map of Forever Pollution in Europe”, Quelle: foreverpollution.eu..... | 8 |
| Abbildung 2-5: The Forever Lobbying Projekt: Datensatz Deutschland (Daten ausschließlich aus BW, NRW und BY), Klassifizierung der Daten nach Wassermatrix | 9 |
| Abbildung 2-6: The Forever Lobbying Projekt: Datensatz Deutschland, Analysen mit PFAS- Summenkonzentrationen > 100 ng/L..... | 11 |
| Abbildung 2-7: The Forever Lobbying Projekt: Datensatz Deutschland, Verteilung der Analysen mit PFAS-Summenkonzentration < 100 ng/L (links) und > 100 ng/L (rechts), Grundwasser..... | 11 |
| Abbildung 2-8: The Forever Lobbying Projekt: Datensatz Deutschland, Verteilung der Analysen mit PFAS-Summenkonzentration < 100 ng/L (links) und > 100 ng/L (rechts), Oberflächenwasser | 12 |
| Abbildung 2-9: Verteilung der PFAS-Summenkonzentrationen in den Daten der GWDB..... | 14 |
| Abbildung 2-10: Verteilung der PFAS-4 Konzentrationen in den Daten der GWDB | 15 |
| Abbildung 3-1: PFAS-Durchbrüche durch einen Aktivkohlefilter; PFBA ausschlaggebend für Grenzwertüberschreitung (Riegel 27.03.25) | 18 |
| Abbildung 3-2: Spezifische Durchsätze von verschiedenen organischen Spurenverunreinigungen bei der Aktivkohlebehandlung (TZW-Daten) | 19 |
| Abbildung 3-3: PFAS-Durchbrüche durch einen Aktivkohlefilter; PFPeA ausschlaggebend für Grenzwertüberschreitung (Riegel 27.03.25) | 20 |
| Abbildung 3-4: PFAS-Durchbrüche durch einen Aktivkohlefilter; PFHxS ausschlaggebend für Grenzwertüberschreitung des Parameters „ Σ PFAS-4“ von 0,02 $\mu\text{g/L}$ (Riegel 27.03.25) | 21 |
| Abbildung 3-5: „ Σ PFAS-4“-Durchbruch und Auswirkung auf den erreichbaren spezifischen Durchbruch bei verschiedenen Aufbereitungszielen | 21 |
| Abbildung 3-6: „ Σ PFAS-4“-Durchbruch bei erhöhter organischer Hintergrundmatrix (Riegel 27.03.25)..... | 22 |
| Abbildung 3-7: PFAS-Durchbruchskurven bei der Behandlung eines UO-Konzentrats (Stauder et al. 2024)..... | 23 |
| Abbildung 4-1: Geschätzte Aufbereitungskosten in Abhängigkeit der Aufbereitungsziele | 33 |
| Abbildung 4-2: Geschätzte Aufbereitungskosten bei der Entfernung von TFA..... | 34 |
| Abbildung 4-3: Anzahl neu zu errichtender Aufbereitungsanlagen in Abhängigkeit der Aufbereitungsziele..... | 34 |
| Abbildung 4-4: Geschätzte Aufbereitungskosten bei zusätzlicher Verwendung von Ionenaustauschern..... | 35 |
| Abbildung 0-1: Verteilung der Summenkonzentrationen PFAS-20 in den Trinkwasserproben aus verschiedenen Laboratorien – Vergleich mit und ohne TZW-Daten Häufung..... | 42 |

7 Tabellenverzeichnis

| | |
|--|----|
| Tabelle 2-1: PFAS-Datensätze Trinkwasser 2015-2025 (ohne Gewichtung, mit Häufung) | 2 |
| Tabelle 2-2: PFAS-Datensätze Trinkwasser 2015-2025 (mit Gewichtung, ohne Häufung) | 3 |
| Tabelle 2-3: Betroffenheit für verschiedene potenzielle Grenzwerte mit den Daten aus den deutschen Analytiklaboren | 4 |
| Tabelle 2-4: Betroffenheit für verschiedene potenzielle Grenzwerte mit den Daten aus der Schweiz..... | 6 |
| Tabelle 2-5: Datenherkunft – Datensätze Grundwasser und Oberflächenwasser | 9 |
| Tabelle 2-6: Untersuchte PFAS-Substanzen des SchALVO Monitoringprogramms (GWDB)13 | |
| Tabelle 2-7: Betroffenheit für verschiedene potenzielle Grenzwerte mit den Daten aus der Grundwasserdatenbank | 15 |
| Tabelle 2-8: Vergleich verschiedener Datensätze zur Betroffenheit für potentielle Grenzwerte | 16 |
| Tabelle 4-1: Angenommene spezifische Kosten für die Aktivkohlefiltration zur PFAS-Entfernung | 26 |
| Tabelle 4-2: Übersicht der in den Kosten beinhalteten Positionen | 27 |
| Tabelle 4-3: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ \sum PFAS-20“ = 0,1 $\mu\text{g/L}$ | 28 |
| Tabelle 4-4: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ \sum PFAS-4“ = 0,02 $\mu\text{g/L}$ | 28 |
| Tabelle 4-5: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ \sum PFAS-4“ = 0,01 $\mu\text{g/L}$ | 29 |
| Tabelle 4-6: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ \sum PFAS-4“ = 0,004 $\mu\text{g/L}$ | 30 |
| Tabelle 4-7: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel „ \sum PFAS-4“ = 0,002 $\mu\text{g/L}$ | 30 |
| Tabelle 4-8: Angenommene spezifische Kosten für die Aufbereitung mittels Umkehrosmose im Vollstrom mit anschließender Aufhärtung | 32 |
| Tabelle 4-9: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel TFA = 1 $\mu\text{g/L}$ | 32 |
| Tabelle 4-10: Geschätzte Aufbereitungskosten für das Ziel TFA = 0,1 $\mu\text{g/L}$ | 33 |
| Tabelle 0-1: The Forever Lobbying Project: PFAS-Einzelsubstanzen für Daten Deutschland | 42 |
| Tabelle 0-2: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz in einem kleinen Wasserwerk (50 m^3/h), unterer Kostenbereich..... | 45 |
| Tabelle 0-3: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz in einem kleinen Wasserwerk (50 m^3/h), oberer Kostenbereich..... | 46 |
| Tabelle 0-4: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz in einem mittleren Wasserwerk (200 m^3/h), unterer Kostenbereich | 47 |
| Tabelle 0-5: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz in einem mittleren Wasserwerk (200 m^3/h), oberer Kostenbereich..... | 48 |
| Tabelle 0-6: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz in einem großen Wasserwerk (1.000 m^3/h), unterer Kostenbereich..... | 49 |
| Tabelle 0-7: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz in einem großen Wasserwerk (1.000 m^3/h), oberer Kostenbereich..... | 50 |
| Tabelle 0-8: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung in einem kleinen Wasserwerk (50 m^3/h), unterer Kostenbereich | 51 |
| Tabelle 0-9: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung in einem kleinen Wasserwerk (50 m^3/h), oberer Kostenbereich | 52 |
| Tabelle 0-10: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung in einem mittleren Wasserwerk (200 m^3/h), unterer Kostenbereich | 53 |

| | |
|--|----|
| Tabelle 0-11: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung in einem mittleren Wasserwerk (200 m ³ /h), oberer Kostenbereich | 54 |
| Tabelle 0-12: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung in einem großen Wasserwerk (1.000 m ³ /h), unterer Kostenbereich | 55 |
| Tabelle 0-13: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung in einem großen Wasserwerk (1.000 m ³ /h), oberer Kostenbereich | 56 |

Anhang

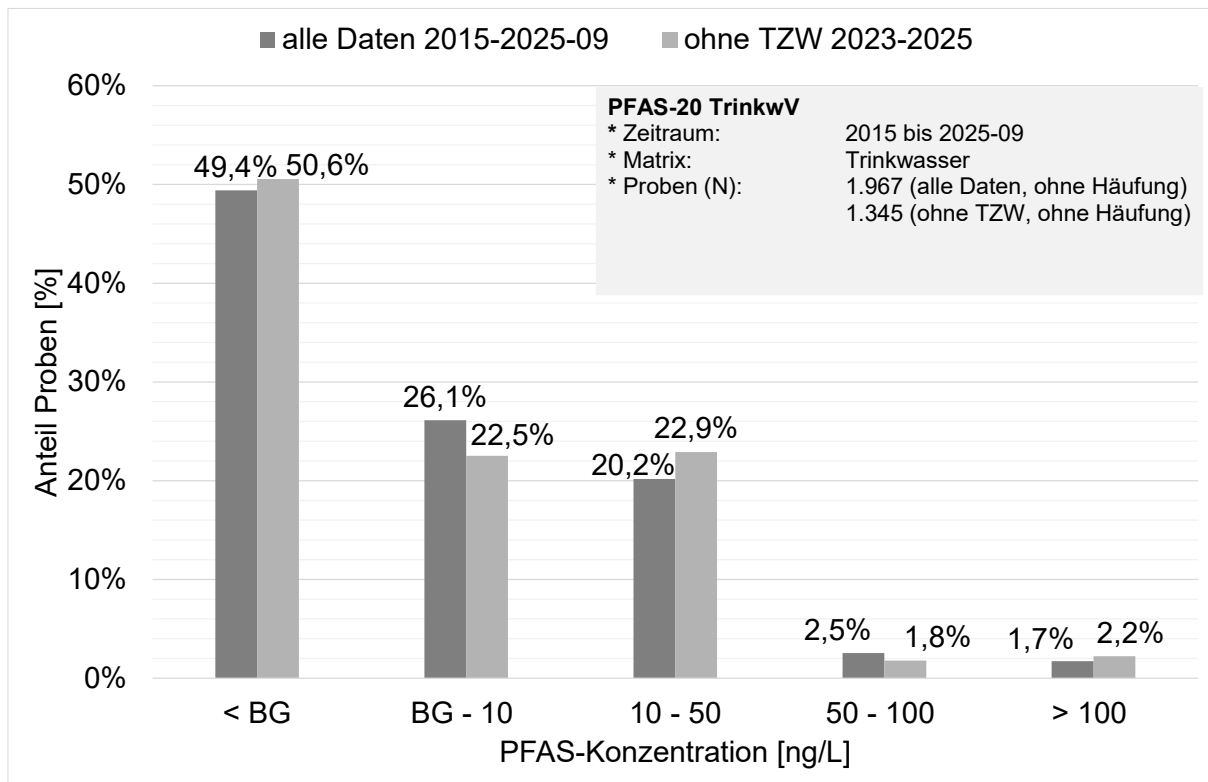


Abbildung 0-1: Verteilung der Summenkonzentrationen PFAS-20 in den Trinkwasserproben aus verschiedenen Laboratorien – Vergleich mit und ohne TZW-Daten Häufung

Tabelle 0-1: The Forever Lobbying Project: PFAS-Einzelsubstanzen für Daten Deutschland

| |
|--|
| 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7-Dodecafluoroheptanoic acid |
| 6:2 FTAC |
| PFOA |
| Oxirane, (2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,11-heneicosafuoroundecyl)- (9CI) |
| Decanoic acid, nonadecafluoro-, ethenyl ester (9CI) |
| 8:2 FTS |
| C6/C8 PFPIA |
| Heptadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10-heneicosafuoro-12-iodo- |
| Perfluoro compounds, γ-ω-perfluoro C10-20-thiols |
| 1-Octanesulfonic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoro-, potassium salt (9CI) |
| Acrylic acid, 2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9-hexadecafluorononyl ester (7CI,8CI) |
| 6:2 diPAP |
| PFOS |
| PFNA |
| FOSA |
| PFHxS |
| Dodecanoic acid, tricosafuoro-, methyl ester (9CI) |
| 1-Octanesulfonic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoro-, barium salt (2:1) |
| PFPeS |

| |
|--|
| 8:2 FTAC |
| Octanoic acid, pentadecafluoro-, butyl ester (6Cl,8Cl,9Cl) |
| PFOS_branched |
| PFHpA |
| PFHpS |
| PFDS |
| 1-Decanesulfonic acid, 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,10-heneicosafuoro-, sodium salt (9Cl) |
| Hexane, 1,1,1,2,2,3,3-heptafluoro-4,4-bis(trifluoromethyl)- |
| PFEtCHxS |
| 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-Tridecafluoro-1,2-nonanediol |
| PFTTrDA |
| Hexadecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10-heneicosafuoro-12-iodo- |
| PFOS_linear |
| PFDoS |
| PFOPA |
| 1-Heptanesulfonic acid, pentadecafluoro- (6Cl) |
| 1-Propanol, 3-[(nonafluorobutyl)sulfonyl]- (9Cl) |
| 1,2-Tridecanediol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,13-heneicosafuoro-, 1-(dihydrogen phosphate), diammonium salt (9Cl) |
| 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10-Heneicosafuoro-12-iodooctadecane |
| 1,2-Tridecanediol, 4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,13-heneicosafuoro-, 1-(dihydrogen phosphate) |
| 5-Fluoro-5,7,7-tris(trifluoromethyl)-6-[2,2,2-trifluoro-1-(trifluoromethyl)ethylidene]-1,4-dioxepane |
| PFHxPA |
| 4-Bromo-2-[4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-dodecafluoro-8-(trifluoromethyl)nonyl]phenol |
| TFA |
| 1-Nonanesulfonic acid, 1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,9-nonadecafluoro-, sodium salt (9Cl) |
| 1-Octanesulfonamide, N-[3-(dimethylamino)propyl]-3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoro-, N-oxide |
| MeFBSE |
| 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-Tridecafluoro-1-octanol |
| HFPO-DA |
| PFBA |
| 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-Heneicosafuorododecanal |
| ADONA |
| 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,12-Heneicosafuoro-1-dodecanol |
| PFTTrS |
| 6:2 FTS |
| Oxirane, (2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,13-pentacosafuorotridecyl)- (9Cl) |
| N-Et-FOSA |
| NMeFOSAA |
| N-EtFOSE |
| PFPeA |
| 2-Propanol, 1,3-bis[(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7-dodecafluoroheptyl)oxy]-, hydrogen sulfate, sodium salt (9Cl) |
| PFUnDS |
| n-MeFOSA |
| PFOSi |
| N-MeFOSE |
| Pentanoic acid, 4,4-difluoro-5-[[[(1,1,2,2,3,3,4,4,4-nonafluorobutyl)sulfonyl]oxy]-, ethyl ester |
| N-Et-FOSA-A |

| |
|--|
| 8:2 FTOH |
| 8:2 diPAP |
| 1,1,2,2,3,3,4,4,4-Nonafluoro-N-methyl-1-butanefulfonamide |
| FOSA_branched |
| Ethanesulfonic acid, 2-[(6-chloro-1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-dodecafluorohexyl)oxy]-1,1,2,2-tetrafluoro-, potassium salt (9CI) |
| 2,2,3,4,4,5,5,6,6,7,8,8,8-Tridecafluoro-3,7-bis(trifluoromethyl)octanoic acid |
| 1-Propanaminium, N-(carboxymethyl)-N,N-dimethyl-3-[[[(3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluorooctyl)sulfonyl]amino]-, hydroxide, inner salt |
| PFDPa |
| Ethanol, 2-[(2,2,3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,7-tridecafluoroheptyl)oxy]- |
| C8 Cl-PFESA |
| PFBS |
| PFHxA |
| 4-[(4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,11-Heptadecafluoroundecyl)oxy]benzaldehyde |
| PFU(n)DA |
| 8:2 FTUCA |
| DONA |
| 10:2 FTUCA |
| PFDoDA |
| Tetradecanoic acid, heptacosafuoro- (9CI) |
| C6/C6 PFPIA |
| Propanoic acid, 2,3,3,3-tetrafluoro-2-[1,1,2,3,3,3-hexafluoro-2-[1,1,2,3,3,3-hexafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propoxy]propoxy]- (9CI) |
| Undecane, 1,1,1,2,2,3,3,4,4,5,5,6,6-tridecafluoro- |
| 4:2 FTS |
| 1-Octanesulfonic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoro-, ammonium salt (9CI) |
| PFDA |
| 1-Octanesulfonic acid, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoro-, sodium salt (8CI,9CI) |
| PFECHS |
| 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,9,9,10,10,11,11,12,12,13,13,14,14,14-Pentacosafuoro-1-tetradecanol |
| PFNS |
| PFAS-4 |
| PFAS-20 |

Kostenabschätzung

Für die Kostenabschätzung wurde eine Auswertung des Arbeitsausschusses Wasseraufbereitung des DVGW verwendet, in der mehrere Wasserversorgungsunternehmen ihre Erfahrungen mit dem Neubau von Aufbereitungsanlagen eingebracht haben.

Die Abschreibungskosten wurden für die Investitionsgruppen „Verfahrenstechnik“, „Elektro/MSR“ und „Gebäude“ mit unterschiedlichen Abschreibungszeiten von 15, 25 und 50 Jahren berechnet. Als Zinssatz wurde 3 % angesetzt. Weitere Berechnungsgrundlagen sind in der Spalte „Bemerkungen“ aufgeführt.

Tabelle 0-2: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz bei einer kleinen Aufbereitungsleistung (50 m³/h), unterer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|----------------------------|--------------------|-----------------------------|---|
| Aktivkohlefilter | 200.000 € | | |
| Absetzbecken | 75.000 € | | |
| Spülpumpen | 75.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 50.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 400.000 € | 23.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 150.000 € | 13.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 350.000 € | 14.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 100.000 € | 6.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 1.000.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 56.000 €/a | |
| Aktivkohlematerial | | 7.000 €/a | Preis _{AK} : 2 €/kg, Wechsel nach 50.000 BV |
| Wartung | | 20.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 37.500 €/a | Halbes Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| Analytik | | 3.500 €/a | |
| Energie für Förderung | | 10.000 €/a | |
| ∑ Betriebskosten | | 134.000 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,37 €/m³ | Abgabe: 365.000 m ³ /a |

Tabelle 0-3: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz bei einer kleinen Aufbereitungsleistung (50 m³/h), oberer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|----------------------------|---------------------------|-----------------------|---|
| Aktivkohlefilter | 200.000 € | | |
| Absetzbecken | 75.000 € | | |
| Spülpumpen | 75.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 50.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 400.000 € | 23.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 150.000 € | 13.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 350.000 € | 14.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 100.000 € | 6.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 1.000.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 56.000 €/a | |
| Aktivkohlematerial | | 18.000 €/a | Preis _{AK} : 2 €/kg, Wechsel nach 20.000 BV |
| Wartung | | 20.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 75.000 €/a | Ein Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| Analytik | | 10.000 €/a | |
| Energie für Förderung | | 10.000 €/a | |
| ∑ Betriebskosten | | 189.000 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,52 €/m³ | Abgabe: 365.000 m³/a |

Tabelle 0-4: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz bei einer mittleren Aufbereitungs-nennleistung (200 m³/h), unterer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|----------------------------|---------------------------|-----------------------|---|
| Aktivkohlefilter | 600.000 € | | |
| Absetzbecken | 100.000 € | | |
| Spülpumpen | 100.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 100.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 900.000 € | 52.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 300.000 € | 25.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 800.000 € | 31.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 200.000 € | 11.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 2.200.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 119.000 €/a | |
| Aktivkohlematerial | | 29.000 €/a | Preis _{AK} : 2 €/kg, Wechsel nach 50.000 BV |
| Wartung | | 44.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 37.500 €/a | Halbes Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| Analytik | | 15.000 €/a | |
| Energie für Förderung | | 40.000 €/a | |
| ∑ Betriebskosten | | 284.500 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,19 €/m³ | Abgabe: 1.460.000 m³/a |

Tabelle 0-5: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz bei einer mittleren Aufbereitungs-nennleistung (200 m³/h), oberer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|----------------------------|---------------------------|-----------------------|---|
| Aktivkohlefilter | 600.000 € | | |
| Absetzbecken | 100.000 € | | |
| Spülpumpen | 100.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 100.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 900.000 € | 52.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 300.000 € | 25.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 800.000 € | 31.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 200.000 € | 11.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 2.200.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 119.000 €/a | |
| Aktivkohlematerial | | 73.000 €/a | Preis _{AK} : 2 €/kg, Wechsel nach 20.000 BV |
| Wartung | | 44.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 75.000 €/a | Ein Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| Analytik | | 45.000 €/a | |
| Energie für Förderung | | 40.000 €/a | |
| ∑ Betriebskosten | | 396.000 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,27 €/m³ | Abgabe: 1.460.000 m³/a |

Tabelle 0-6: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz bei einer großen Aufbereitungsleistung (1.000 m³/h), unterer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|----------------------------|---------------------------|-----------------------------|---|
| Aktivkohlefilter | 1.800.000 € | | |
| Absetzbecken | 200.000 € | | |
| Spülpumpen | 100.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 300.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 2.400.000 € | 138.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 800.000 € | 67.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 2.000.000 € | 78.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 300.000 € | 17.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 5.500.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 300.000 €/a | |
| Aktivkohlematerial | | 146.000 €/a | Preis _{AK} : 2 €/kg, Wechsel nach 50.000 BV |
| Wartung | | 110.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 37.500 €/a | Halbes Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| Analytik | | 70.000 €/a | |
| Energie für Förderung | | 200.000 €/a | |
| ∑ Betriebskosten | | 863.500 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,12 €/m³ | Abgabe: 7.300.000 m ³ /a |

Tabelle 0-7: Kostenabschätzung für den Aktivkohleeinsatz bei einer großen Aufbereitungsleistung (1.000 m³/h), oberer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|----------------------------|---------------------------|-----------------------------|---|
| Aktivkohlefilter | 1.800.000 € | | |
| Absetzbecken | 200.000 € | | |
| Spülpumpen | 100.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 300.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 2.400.000 € | 138.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 800.000 € | 67.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 2.000.000 € | 78.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 300.000 € | 17.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 5.500.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 300.000 €/a | |
| Aktivkohlematerial | | 365.000 €/a | Preis _{AK} : 2 €/kg, Wechsel nach 20.000 BV |
| Wartung | | 110.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 75.000 €/a | Ein Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| Analytik | | 200.000 €/a | |
| Energie für Förderung | | 200.000 €/a | |
| | | | |
| ∑ Betriebskosten | | 1.250.000 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,17 €/m³ | Abgabe: 7.300.000 m ³ /a |

Tabelle 0-8: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung bei einer kleinen Aufbereitungsnennleistung (50 m³/h), unterer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|--|---------------------------|-----------------------|---|
| Umkehrosmose-Anlage | 1.000.000 € | | |
| Aufhärtungsfilter | 200.000 € | | |
| Spülpumpen | 75.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 100.000 € | | |
| Σ Verfahrenstechnik | 1.375.000 € | 79.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 250.000 € | 21.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 500.000 € | 19.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 400.000 € | 23.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Σ Investition | 2.525.000 € | | |
| Σ Abschreibung | | 142.000 €/a | |
| Energie für Wasserförderung | | 50.000 €/a | 0,5 kWh/m³ Permeat, 0,25 €/kWh |
| Verbrauchsmaterial UO (Anti-scalants, Chemikalien) | | 5.000 €/a | |
| Austausch Membranen | | 7.000 €/a | |
| Verbrauch Kalk | | 10.000 €/a | Verbrauch CaCO ₃ : 125 mg/L, Preis Kalk: 0,2 €/kg |
| Wartung | | 51.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 37.500 €/a | Halbes Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| Σ Betriebskosten | | 302.500 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,83 €/m³ | Abgabe: 365.000 m³/a |

Tabelle 0-9: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung bei einer kleinen Aufbereitungsnennleistung (50 m³/h), oberer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|---|---------------------------|-----------------------|---|
| Umkehrosmose-Anlage | 1.000.000 € | | |
| Aufhärtungsfilter | 200.000 € | | |
| Spülpumpen | 75.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 100.000 € | | |
| Σ Verfahrenstechnik | 1.375.000 € | 79.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 250.000 € | 21.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 500.000 € | 19.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 400.000 € | 23.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Σ Investition | 2.525.000 € | | |
| Σ Abschreibung | | 142.000 €/a | |
| Energie für Wasserförderung | | 60.000 €/a | 0,7 kWh/m³ Permeat, 0,25 €/kWh |
| Verbrauchsmaterial UO (Anti-scalants, Chemiekalien) | | 5.000 €/a | |
| Austausch Membranen | | 10.000 €/a | |
| Verbrauch Kalk | | 10.000 €/a | Verbrauch CaCO ₃ : 125 mg/L, Preis Kalk: 0,2 €/kg |
| Wartung | | 51.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 75.000 €/a | Halbes Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| Σ Betriebskosten | | 353.000 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,97 €/m³ | Abgabe: 365.000 m³/a |

Tabelle 0-10: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung bei einer mittleren Aufbereitungsleistung (200 m³/h), unterer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|---|---------------------------|-----------------------|---|
| Umkehrosmose-Anlage | 3.000.000 € | | |
| Aufhärtungsfilter | 600.000 € | | |
| Spülpumpen | 100.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 300.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 4.000.000 € | 230.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 600.000 € | 50.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 1.500.000 € | 58.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 700.000 € | 40.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 6.800.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 378.000 €/a | |
| Energie für Wasserförderung | | 180.000 €/a | 0,5 kWh/m³ Permeat, 0,25 €/kWh |
| Verbrauchsmaterial UO (Antiscalants, Chemikalien) | | 20.000 €/a | |
| Austausch Membranen | | 30.000 €/a | |
| Verbrauch Kalk | | 40.000 €/a | Verbrauch CaCO ₃ : 125 mg/L, Preis Kalk: 0,2 €/kg |
| Wartung | | 136.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 37.500 €/a | Halbes Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| ∑ Betriebskosten | | 821.500 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,56 €/m³ | Abgabe: 1.460.000 m³/a |

Tabelle 0-11: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung bei einer mittleren Aufbereitungsleistung (200 m³/h), oberer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|---|---------------------------|-----------------------|---|
| Umkehrosmose-Anlage | 3.000.000 € | | |
| Aufhärtungsfilter | 600.000 € | | |
| Spülpumpen | 100.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 300.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 4.000.000 € | 230.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 600.000 € | 50.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 1.500.000 € | 58.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 700.000 € | 40.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 6.800.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 378.000 €/a | |
| Energie für Wasserförderung | | 250.000 €/a | 0,7 kWh/m³ Permeat, 0,25 €/kWh |
| Verbrauchsmaterial UO (Antiscalants, Chemikalien) | | 20.000 €/a | |
| Austausch Membranen | | 45.000 €/a | |
| Verbrauch Kalk | | 40.000 €/a | Verbrauch CaCO ₃ : 125 mg/L, Preis Kalk: 0,2 €/kg |
| Wartung | | 136.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 75.000 €/a | Ein Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| ∑ Betriebskosten | | 944.000 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,65 €/m³ | Abgabe: 1.460.000 m³/a |

Tabelle 0-12: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung bei einer großen Aufbereitungsnennleistung (1.000 m³/h), unterer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|--|---------------------------|-----------------------|---|
| Umkehrosmose-Anlage | 10.000.000 € | | |
| Aufhärtungsfilter | 1.800.000 € | | |
| Spülpumpen | 100.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 1.000.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 12.900.000 € | 741.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 1.500.000 € | 168.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 5.000.000 € | 194.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 1.500.000 € | 86.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 21.400.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 1.189.000 €/a | |
| Energie für Wasserförderung | | 900.000 €/a | 0,5 kWh/m³ Permeat, 0,25 €/kWh |
| Verbrauchsmaterial UO (Anti-scalants, Chemikalien) | | 110.000 €/a | |
| Austausch Membranen | | 150.000 €/a | |
| Verbrauch Kalk | | 200.000 €/a | Verbrauch CaCO ₃ : 125 mg/L, Preis Kalk: 0,2 €/kg |
| Wartung | | 428.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 37.500 €/a | Halbes Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| ∑ Betriebskosten | | 3.014.500 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,41 €/m³ | Abgabe: 7.300.000 m³/a |

Tabelle 0-13: Kostenabschätzung für Umkehrosmose und Kalksteinaufhärtung bei einer großen Aufbereitungsnennleistung (1.000 m³/h), oberer Kostenbereich

| | Investitionskosten | Betriebskosten | Bemerkung |
|--|---------------------------|-----------------------|---|
| Umkehrosmose-Anlage | 10.000.000 € | | |
| Aufhärtungsfilter | 1.800.000 € | | |
| Spülpumpen | 100.000 € | | |
| Rohrleitung / Armaturen | 1.000.000 € | | |
| ∑ Verfahrenstechnik | 12.900.000 € | 741.000 €/a | 25 a, 3 % |
| Elektro / MSR | 1.500.000 € | 168.000 €/a | 15 a, 3 % |
| Gebäude | 5.000.000 € | 194.000 €/a | 50 a, 3 % |
| Planung | 1.500.000 € | 86.000 €/a | 25 a, 3 % |
| ∑ Investition | 21.400.000 € | | |
| ∑ Abschreibung | | 1.189.000 €/a | |
| Energie für Wasserförderung | | 1.300.000 €/a | 075 kWh/m³ Permeat, 0,25 €/kWh |
| Verbrauchsmaterial UO (Anti-scalants, Chemikalien) | | 110.000 €/a | |
| Austausch Membranen | | 220.000 €/a | |
| Verbrauch Kalk | | 200.000 €/a | Verbrauch CaCO ₃ : 125 mg/L, Preis Kalk: 0,2 €/kg |
| Wartung | | 428.000 €/a | 2 % der Investitionskosten |
| Personal | | 75.000 €/a | Ein Vollzeitäquivalent (75.000 €/a) |
| ∑ Betriebskosten | | 3.522.000 €/a | |
| Spez. Kosten | | 0,48 €/m³ | Abgabe: 7.300.000 m³/a |

Impressum

DVGW Deutscher Verein des
Gas- und Wasserfaches e. V.
Technisch-wissenschaftlicher Verein
Josef-Wirmer-Straße 1-3
53123 Bonn

Tel.: +49 228 9188-5
Fax: +49 228 9188-990
E-Mail: info@dvgw.de
Internet: www.dvgw.de

Nachdruck und Vervielfältigung nur im
Originaltext, nicht auszugsweise, gestattet.