



Expertenbericht zu PFAS-Grenzwerten für Oberflächen- gewässer

**Endbericht 06.03.2025, aktualisiert 10.09.2025, 28.02.2026, und
16.04.2026**

Impressum

Herausgeber

Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, 8600 Dübendorf

Im Auftrag von

Bundesamt für Umwelt

Autoren

Marion Junghans, Alexandra Kroll

Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie

Kontakt

Marion Junghans: marion.junghans@oekotoxzentrum.ch

Alexandra Kroll: alexandra.kroll@oekotoxzentrum.ch

Zitiervorschlag

Kroll A. und Junghans M. (2026) Expertenbericht zu PFAS-Grenzwerten für Oberflächengewässer. Bericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt. Schweizerisches Zentrum für angewandte Ökotoxikologie, Dübendorf

Oekotoxzentrum | Eawag | Überlandstrasse 133 | 8600 Dübendorf | Schweiz
T +41 (0)58 765 55 62 | info@oekotoxzentrum.ch | www.oekotoxzentrum.ch

Centre Ecotox | EPFL-ENAC-IIE-GE | Station 2 | CH-1015 Lausanne | Suisse
T +41 (0)21 693 62 58 | info@centreecotox.ch | www.centreecotox.ch

1 Inhaltsverzeichnis

1	Inhaltsverzeichnis.....	i
2	Hintergrund.....	iii
3	Zusammenfassung der Ergebnisse	v
	Festlegung eines chronischen Anforderungswerts für die Summe von 25 PFAS basierend auf dem Schutz des Menschen beim Konsum von Fischereiprodukten.....	v
	Festlegung eines chronischen Anforderungswerts für die Summe von 25 PFAS basierend auf dem Schutz von fischfressenden Vögeln und Säugern vor sekundärer Intoxikation.....	v
	Festlegung QK basierend auf der direkten Toxizität gegenüber Gewässerorganismen	vi
	Festlegung eines chronischen Anforderungswertes basierend auf der EUTrinkwasserrichtlinie	vii
	Aufnahme von TFA in die PFAS-Summenanforderung.....	vii
	Fazit	vii
4	Auftrag	1
5	Zugrundeliegende Dokumente und Konzepte	3
	5.1 Zugrundeliegende Dokumente	3
	5.2 EFSA tolerable weekly intake (TWI) of 4.4 ng/kg bw per week	3
	5.3 Relative Potenzfaktoren (RPF) nach JRC 2022.....	5
	5.4 Relative Bioakkumulationsfaktoren nach RIVM 2022	5
6	Ergebnisse und Diskussion.....	10
	6.1 Festlegung eines chronischen Anforderungswerts für die Summe von 25 PFAS basierend auf dem Schutz des Menschen beim Konsum von Fischereiprodukten... 10	
	6.1.1 Können Anforderungen für menschliche Gesundheit ($QS_{\text{biota hh}}$) in eine Konzentration in der Wasserphase umgerechnet werden?.....	10
	6.1.2 Kann man für das Schutzziel menschliche Gesundheit das Monitoring in Zweiwochenmischproben durchführen oder ist ein anderes Monitoring zu empfehlen?	11
	6.2 Festlegung eines chronischen Anforderungswerts für die Summe von 24 PFAS basierend auf dem Schutz von fischfressenden Vögeln und Säugern vor sekundärer Intoxikation.....	11
	6.2.1 Sind die Faktoren zur relativen Potenz gegenüber der Referenzsubstanz PFOA (Vorschlag der EU zur Revision der EU-Wasserrahmenrichtlinie vom Oktober 2022 für 24 PFAS) auch hinlänglich repräsentativ für das Schutzziel sekundäre Intoxikation, oder sind sie auf den Schutz der menschlichen Gesundheit beschränkt?	11
	6.2.2 Können Anforderungen für sekundäre Intoxikation in eine Konzentration in der Wasserphase umgerechnet werden? Das heisst, gibt es bereits relative Bioakkumulationsfaktoren, die wissenschaftlich robust genug sind, um Anforderungswerte für die Wasserphase herzuleiten?.....	11
	6.2.3 Schützt eine Anforderung basierend auf der sekundären Intoxikation auch vor direkten Effekten auf Wasserorganismen?.....	14



6.2.4	Kann man davon ausgehen, dass auch für den Schutz vor chronischen Effekten durch sekundäre Intoxikation ein Zeitraum von 14 Tagen ebenso repräsentativ ist, wie für den Schutz vor chronischen Effekten in Gewässerorganismen?	16
6.3	Festlegung eines akuten und chronischen Anforderungswertes für die Summe von 24 PFAS basierend auf der direkten Toxizität gegenüber Gewässerorganismen.....	17
6.3.1	Grundsätzliche Überlegung: Anwendung von akuten Anforderungswerten für persistente, chronisch wirkende Substanzen	17
6.3.2	Sind die RPFs der EU auch repräsentativ für die direkte Toxizität auf Fische, Krebstiere, Algen und Wasserpflanzen?	17
6.3.3	Kann man eine Summenanforderung für die 24 PFAS herleiten oder muss man substanzspezifische Werte für die einzelnen PFAS herleiten? Für welche PFAS gibt es hier ausreichend Daten?	19
6.3.4	Was wäre basierend auf den verfügbaren Daten und dem verfügbaren Wissen ein geeigneter Immissionswert?	25
6.4	Aufnahme von TFA in die PFAS-Summenanforderung	28
6.5	Definition «PFAS total»	29
7	Schlussfolgerungen	31
8	Referenzen	33
9	Glossar	36
10	Verzeichnisse	37
	Abbildungsverzeichnis.....	37
	Tabellenverzeichnis.....	38
Anhang 1	Daten zu direkten Effekten aus dem PFAS-EU-EQS-Dossier.....	39
	Akute Toxizität [mg/L].....	39
	Chronische Toxizität [mg/L].....	40
Anhang 2	Überblick individuelle Qualitätskriterien für die einzelnen PFAS	42

2 Hintergrund

PFAS (per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen) sind langlebige, schwer abbaubare Chemikalien, die sich in der Umwelt sowie in Organismen anreichern. In der Gewässerschutzverordnung (GSchV) der Schweiz sind derzeit keine numerischen Anforderungen (Grenzwerte) für PFAS in Oberflächengewässern festgelegt. Fehlt ein solcher Grenzwert, gelten die allgemeinen Anforderungen gemäss Anhang 2 Ziffer 11 Absatz 1 GSchV. Demnach muss die Wasserqualität erstens so beschaffen sein, dass Stoffe aus menschlicher Tätigkeit die Fortpflanzung, Entwicklung und Gesundheit empfindlicher Pflanzen, Tiere und Mikroorganismen nicht beeinträchtigen (Buchstabe f). Zweitens muss das Wasser so beschaffen sein, dass es nach angemessener Aufbereitung die Anforderungen der Lebensmittelgesetzgebung erfüllt (Buchstabe c). Diese Anforderungen sind in der Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen (TBDV) festgehalten. Für Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird oder genutzt werden soll, gelten die Höchstwerte der TBDV, sofern die GSchV keine spezifischen Anforderungen enthält. Seit 2017 bestehen in der TBDV¹ Höchstwerte für einzelne PFAS: 0.3 µg/L für PFOS und PFHxS sowie 0.5 µg/L für PFOA. Die bestehenden Höchstwerte werden zurzeit vom BLV überprüft².

In der EU-Trinkwasserrichtlinie ist ein Höchstwert von 0.1 µg/L für die Summe von 20 PFAS festgelegt. In der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) der EU war bislang lediglich PFOS als prioritärer Stoff geregelt, mit Umweltqualitätsnormen (Environmental Quality Standard, EQS) von 0.65 ng/L für Binnenoberflächengewässer und 9.1 µg/kg für Biota. Im Herbst 2022 schlug die EU-Kommission für die Aktualisierung der WRRL einen EQS von 4.4 ng/L PFOA-Äquivalente für die Summe von 24 PFAS in Oberflächen- und Grundwasser vor. Für Biota wurde ein EQS von 0.077 µg/kg Nassgewicht (77 ng/kg) vorgeschlagen. Diese Werte basieren auf dem Schutz der menschlichen Gesundheit, da die Auswirkungen auf das Immunsystem als am kritischsten bewertet wurden, und drücken die Summe der PFAS relativ zur Wirkung von PFOA als Referenzsubstanz aus (mit stoffspezifischen relativen Potenzfaktoren, RPF). Im EU-Prozess wurde auch Trifluoressigsäure (TFA) diskutiert. TFA ist ein sehr persistenter und sehr mobiler Stoff (vPvM), wird industriell eingesetzt und ist das Abbauprodukt bestimmter Gruppen von PFAS. TFA wurde zunächst in einen alternativen Vorschlag des Joint Research Centre (JRC) zur Definition von „PFAS total“ für die Aktualisierung der WRRL aufgenommen. Das wissenschaftliche Komitee SCHEER empfahl stattdessen, die Summe der PFAS um u.a. TFA zu erweitern. Die EQS-Vorschläge sowie diese Empfehlung wurden im März 2026 angenommen³. Dementsprechend wurde TFA in der angenommenen Fassung der WRRL in die Summenanforderung für Gewässer und Biota von 4.4 ng/L bzw. 0.077 µg/kg Nassgewicht aufgenommen. Bis zur nächsten Aktualisierung der WRRL soll ein separater EQS für TFA hergeleitet werden. Die EU-Mitgliedsstaaten müssen die neuen EQS bis Dezember 2027 in nationales Recht umsetzen.

Die Festlegung eines EQS folgt der EU-Technischen Leitlinie (TGD27), wonach aus mehreren Qualitätsstandards (QS) der niedrigste Wert ausgewählt wird, der unterschiedliche Expositionswege und Organismengruppen berücksichtigt. Die Schweiz leitet ihre Qualitätskriterien (QK) nach derselben Methode ab. Bisher wurden QK jedoch ausschliesslich auf Basis der Toxizität für Wasserorganismen oder sekundärer Vergiftung fischfressender Vögel und Säugetiere abgeleitet. Kriterien zum Schutz der menschlichen Gesundheit wurden in der Schweiz bisher nicht berücksichtigt, da dieser Bereich durch die TBDV (Trinkwasser) bzw. die Kontaminantenverordnung (Speisefische) geregelt ist. Anders als in der EU gibt es in der Schweiz zudem noch keine Summenanforderung für Stoffgruppen, bei der einzelne Substanzen entsprechend ihrer relativen Potenz gewichtet werden.

¹ SR 817.022.11

² <https://www.blv.admin.ch/blv/de/home/lebensmittel-und-ernaehrung/lebensmittelsicherheit/stoffe-im-fokus/kontaminanten/per-und-polyfluorierte-alkylverbindungen-pfas.html>

³ https://www.consilium.europa.eu/de/press/press-releases/2025/09/23/water-pollution-council-and-parliament-reach-provisional-deal-to-update-priority-substances-in-surface-and-ground-waters/?utm_source=brevio&utm_campaign=AUTOMATED%20-%20Alert%20-%20Newsletter



Titel optional

Vor diesem Hintergrund sollen mit dem vorliegenden Bericht die offenen fachlichen Fragen geprüft werden, die für die Aufnahme numerischer Anforderungen zu PFAS in die GSchV relevant sind.

3 Zusammenfassung der Ergebnisse

Festlegung eines chronischen Anforderungswerts für die Summe von 25 PFAS basierend auf dem Schutz des Menschen beim Konsum von Fischereiprodukten

Die aktualisierte WRRL bestimmt für die Beurteilung von PFAS-Rückständen in Wasser und Fischen einen EQS von 4.4 ng/L bzw. 0.077 µg/kg Nassgewicht. Diesen EQS liegt ein Referenzwert von 4.4 ng/kg Körpergewicht pro Woche für die Summe von PFOA, PFNA, PFHxS und PFOS zugrunde, der aus der Studie Abraham *et al.* (2020) abgeleitet wurde. In dieser Studie wurde die Impfantwort in Kleinkindern mit der Blutserumkonzentration von vier PFAS sowie anderen Stoffen verglichen. Die EQS galten im ersten Vorschlag für die Summenkonzentration von 24 PFAS, welche in der nun gültigen Version um TFA erweitert wurde. Die Summenkonzentration ergibt sich aus der gemessenen Konzentration und einem Faktor für die relative toxikologische Potenz (RPF) im Vergleich zur Referenzsubstanz PFOA. Die RPF der 24 bzw. 25 PFAS wurden aus der Publikation Bil *et al.* (2021) übernommen. Sie basieren auf der Lebertoxizität in Ratten. Zwei Studien von Bil *et al.* haben in der Zwischenzeit gezeigt, dass RPF für Leber- und Immuntoxizität innerhalb einer Art ähnlich sind (Bil *et al.* 2022, Bil *et al.* 2023). Wir schliessen uns daher der Einschätzung des EU Joint Research Centre (JRC) an, dass die vorgeschlagenen RPF sich zur Herleitung der EQS und somit zur Bewertung des Risikos für Menschen durch Konsum von Trinkwasser und Fischereiprodukten eignen.

Um die Einhaltung des für PFAS-Rückstände in Fischen festgelegten EQS zu überprüfen, müsste ein Fischmonitoring durchgeführt werden. Die Anwendbarkeit dieses Wertes für Schweizer Gewässer wurde in diesem Bericht nicht geprüft. Falls ein solcher Wert in Zukunft implementiert werden sollte, raten wir von einem flächendeckenden Monitoring von Fischen ab, damit die Fischpopulationen nicht zusätzlich geschädigt werden. Wir würden stattdessen ein Trendmonitoring in Fischen in repräsentativen Fischereigewässern empfehlen. Für die Messung in der Wasserphase eine Umrechnung nötig. Zur Umrechnung in eine Wasserkonzentrationen hat das niederländische Institut für öffentliche Gesundheit und Umwelt (RIVM) relative Bioakkumulationsfaktoren (RBF) mit PFOA als Referenzsubstanz vorgeschlagen (RIVM 2022). Aufgrund zeitlichen Drucks bei der Erstellung des RIVM-Berichtes konnte jedoch keine umfassende Datenrecherche gemacht werden und für die Hälfte der PFAS konnten die RBF nur extrapoliert werden. Eine Umrechnung in Wasserwerte und damit ein Wassermonitoring empfehlen wir daher derzeit nicht. Sobald RBF robust bestimmt werden können, wäre eine Umrechnung in die Wasserphase möglich.

Es liegen uns keine Messungen von TFA in Fischen vor. Aufgrund der physikochemischen Eigenschaften von TFA nehmen wir an, dass es sich nicht im Fisch anreichert. Bei einem Wassergehalt im Fischfilet von ca. 70 % und einer TFA-Konzentration von 3.3 µg/L (höchster Messwert) im Umgebungswasser würde TFA mit einem Risikoquotienten von 0.1 zum Gesamtrisiko für die 25 PFAS beitragen. In Anbetracht des Risikos in Fischen durch die übrigen 24 PFAS ist der Beitrag von TFA zum Gesamtrisiko vernachlässigbar.

→ Weitere Ergebnisse in Kapitel 6.1

Festlegung eines chronischen Anforderungswerts für die Summe von 25 PFAS basierend auf dem Schutz von fischfressenden Vögeln und Säugern vor sekundärer Intoxikation

Das EU PFAS EQS Dossier schlägt einen QS zum Schutz vor sekundärer Intoxikation von fischfressenden Vögeln und Säugern vor, der auf der Gewebekonzentration in Fischen bzw. Muscheln beruht (22.3 bzw. 6.2 µg/kg). Anders als im EU EQS Dossier für PFOS aus dem Jahr 2011 wurde die Umrechnung in eine Wasserkonzentration nicht mithilfe von experimentell bestimmten Bioakkumulationsfaktoren (BAF) vorgenommen. Dies wurde damit begründet, dass die



Bioakkumulation von PFAS konzentrationsabhängig ist. Für die Umrechnung von PFAS-Konzentrationen wurden stattdessen relative Bioakkumulationsfaktoren (RBF) analog zu den RPF vorgeschlagen (RIVM 2022), die laut den Autoren die Konzentrationsabhängigkeit des BAF berücksichtigen sollen. Prinzipiell ist die Umrechnung also möglich, allerdings empfehlen wir, die RBF zunächst zu überarbeiten. Unsere Berechnungen haben gezeigt, dass QS für sekundäre Intoxikation nach Umrechnung in eine Gewässerkonzentration die Gewässerorganismen für 3 von 4 ausreichend untersuchte PFAS nicht zuverlässig schützen. Daher raten wir davon ab, zum jetzigen Zeitpunkt CQK basierend auf sekundärer Intoxikation und RBF herzuleiten.

Unsere Berechnungen zeigen aber auch, dass der QS von 2 ng/L für PFOS (EU EQS-Dossier von 2011, basierend auf PFOS-Gehalten in Fischen von 33 µg/kg) der robusteste CQK für sekundäre Intoxikation ist. Er ist auch annähernd identisch mit dem CQK der sich aus dem EU EQS für die Wasserphase von 4.4 ng/L und dem RPF für PFOS (2) ergibt (2 ng/L). Für alle Gewässer, in denen PFOS das Risiko dominiert, kann mit dem QS von 2 ng/L für PFOS das Risiko für sekundäre Intoxikation verlässlich bestimmt werden. Sollte der EU-Grenzwert von 0.077 µg/kg Nassgewicht auch in der Schweiz eingeführt werden, wären fischfressende Wildtiere ebenfalls geschützt.

Für die Risikobewertung von Wildtieren aufgrund von sekundärer Intoxikation ist eine Zweiwochenmischprobe angemessen, da a) Laborstudien darauf hindeuten, dass die Aufnahme aus der Wasserphase in Fische bei gleichbleibenden Konzentrationen innerhalb weniger Tage geschieht und dann ein Plateau erreicht und b) innerhalb dieser Zeit auch Effekte in der dem QS zugrundeliegenden kritischen Studie für die Referenzsubstanz PFOA auftraten.

Es liegen uns keine Messungen von TFA in Fischen vor. Aufgrund der physikochemischen Eigenschaften von TFA nehmen wir an, dass es sich nicht im Fisch anreichert. Bei einem Wassergehalt im Fischfilet von ca. 70 % und einer TFA-Konzentration von 3.3 µg/L (höchster Messwert) im Umgebungswasser würde TFA mit einem Risikoquotienten von 0.1 zum Gesamtrisiko für die 25 PFAS beitragen. In Anbetracht des Risikos in Fischen durch die übrigen 24 PFAS ist der Beitrag von TFA zum Gesamtrisiko vernachlässigbar.

→ weitere Ergebnisse in Kapitel 6.2

Festlegung QK basierend auf der direkten Toxizität gegenüber Gewässerorganismen

Es liegen nicht genügend ökotoxikologische Daten vor, um für alle 25 PFAS QK aus der ursprünglichen Liste für die WRRL für direkte Toxizität herzuleiten. Daher wurde untersucht, ob anstelle von Daten zur direkten Toxizität die von Bil et al. vorgeschlagenen RPF für die Herleitung von QK für die GSchV verwendet werden können.

Wir empfehlen, die RPF basierend auf Lebertoxizität zurzeit nur für PFOS zu verwenden. Einerseits ist der Datensatz für direkte Toxizität im EU EQS-Dossier für PFAS nicht aktuell, andererseits zeigen die bisher ausgewerteten Daten, dass PFBA, PFBS, PFHxA and PFPeA eine höhere direkte Toxizität für Gewässerorganismen im Vergleich zu PFOA haben, als dies für als Lebertoxizität in Ratten der Fall ist. Die Verwendung der existierenden RPF würde also zu einer Unterschätzung des Beitrages zur Gesamtoxizität dieser PFAS führen. Für die Bestimmung von QK für die direkte Toxizität oder die Übernahme existierender Vorschläge aus dem EU EQS-Dossier für PFAS sollte zunächst die aktuelle Literatur gesichtet und bewertet werden. Für TFA wurde vom Oekotoxzentrum (OZ) ein CQK für direkte Toxizität aufgrund des zu erwartenden weiteren Konzentrationsanstiegs in den Gewässern hergeleitet (siehe auch Abschnitt zu TFA im Folgenden).

Der in der EU-WRRL für die Wasserphase vorgeschlagene EQS für längerfristige Exposition (*annual average* EQS, AA-EQS) von 4.4 ng/L PFOA-Äquivalent basierend auf dem Schutz der

menschlichen Gesundheit schützt Gewässerorganismen zuverlässig für 3 von 4 ausreichend untersuchter PFAS aus der ursprünglichen Liste für die WRRL (i.e., PFOA, PFOS, PFHxA; nicht PFBS) sowie für TFA.

Die technische Richtlinie der EU zur Herleitung von EQS sieht vor, dass in der Regel QS nicht nur für langfristige (chronische) sondern auch für kurzfristige (akute) Exposition hergeleitet werden. Soweit bisher bekannt sind PFAS nicht spezifisch akut toxisch. Effekte treten vorwiegend nach chronischer Exposition auf. Zugleich bedeutet eine akute Exposition aufgrund der Persistenz der Stoffe automatisch eine Erhöhung der chronischen Exposition. Wir empfehlen daher für PFAS keine akuten QS vorzuschlagen, sondern ausschliesslich mit chronischen QS zu arbeiten. Zugleich sollte die technische Richtlinie der EU entsprechend aktualisiert werden. Das Oekotoxzentrum ist hierzu im Austausch mit der ECHA, die im kommenden Jahr die Zuständigkeit für die EU-WRRL von der Europäischen Kommission übernehmen wird.

→ weitere Ergebnisse in Kapitel 6.3

Festlegung eines chronischen Anforderungswertes basierend auf der EU-Trinkwasserrichtlinie

Die Anforderung für die Summe von 20 PFAS von 100 ng/L aus der EU-Trinkwasserrichtlinie unterschätzt sowohl das Risiko für sekundäre Intoxikation als auch für die direkte Toxizität für Gewässerorganismen. TFA ist in diesem Anforderungswert nicht enthalten und das Risiko durch TFA würde damit nicht abgedeckt. Basierend auf dieser Auswertung raten wir davon ab den Anforderungswert aus der EU-Trinkwasserrichtlinie als Immissionswert zum Schutz der Gewässerorganismen festzulegen.

→ weitere Ergebnisse in Kapitel 6.2 und 6.3

Aufnahme von TFA in die PFAS-Summenanforderung

Trifluoressigsäure (TFA) ist ein sehr persistenter und sehr mobiler Stoff (vPvM), wird industriell eingesetzt und ist das Abbauprodukt bestimmter Gruppen von PFAS. Es gibt bisher keine Hinweise, dass TFA in der Umwelt abgebaut («mineralisiert») werden kann. Die Verbreitung ist ubiquitär und ansteigend. Das Oekotoxzentrum hat einen CQK von 16 µg/L für die direkte chronische Toxizität gegenüber Gewässerorganismen hergeleitet (Holmes 2025). Der EU EQS von 4.4 ng/L für Gewässer für ursprünglich 24 PFAS wurde um den RPF von 0.002 für TFA ergänzt. Dadurch ergibt sich ein TFA EQS von 2.2 µg/L ($4.4 \text{ ng/L} \times 0.002$) für den Schutz der menschlichen Gesundheit (Trinkwasser). Eine Aufnahme von TFA in die PFAS-Summenanforderung, wie sie für die WRRL vorgeschlagen wurde, wäre für Gewässerorganismen nach aktueller Kenntnis also protektiv. Ob die TFA über dieselben Wirkmechanismen verfügt wie die übrigen 24 PFAS, wird zurzeit noch diskutiert. Der Beitrag zum Gesamtrisiko ist gering, da es aktuell durch PFOS dominiert wird.

→ weitere Ergebnisse in Kapitel 6.4

Fazit

Aufgrund der verfügbaren Daten schlagen wir vor, die im Jahr 2025 für die Aktualisierung der EU-WRRL angenommene Summenanforderung von 4.4 ng/L PFOA-Äquivalente (25 PFAS) für Wasser als Immissionswert zum Schutz der Gewässerorganismen zu verwenden, sofern PFOS das Risiko an einem Standort dominiert. Dies ist nach unseren Auswertungen für die überwiegende Mehrheit der untersuchten Schweizer Gewässer zurzeit noch der Fall. Die Datenlage zu direkten



Auswirkungen auf aquatische Tiere und Pflanzen und zur Bioakkumulation ist noch nicht ausreichend, um eine wissenschaftlich robuste Empfehlung für einen Immissionswert für Standorte zu geben, an denen andere Stoffe das Risiko dominieren (z.B. PFNA). Die Aufnahme von TFA in den Summenanforderungswert hingegen wäre nach aktueller Kenntnis für Gewässerorganismen protektiv, auch wenn TFA das Risiko an einem Standort dominieren sollte (Aktuell dominiert PFOS das Risiko). Für die Risikobewertung aufgrund von sekundärer Intoxikation ist unabhängig von den Schlussfolgerungen zum Immissionswert eine Zweiwochenmischprobe angemessen.

4 Auftrag

Das Ziel des Expertenberichts war die Abklärung kritischer Punkte für eine mögliche Aufnahme einer PFAS-Anforderung in Anhang 2 der GSchV.

Die Abklärung sollte folgende kritische Punkte umfassen:

1. Festlegung eines chronischen Anforderungswerts in der Wasserphase für die Summe von 24 PFAS basierend auf dem Schutz des Menschen beim Konsum von Fischereiprodukten
 - a) Können Anforderungen für menschliche Gesundheit ($QS_{\text{biota hh}}$) in eine Konzentration in der Wasserphase umgerechnet werden (siehe auch unten zum Schutzziel sekundäre Intoxikation)
 - b) Kann man für das Schutzziel menschliche Gesundheit das Monitoring in Zweiwochenmischproben durchführen oder ist ein anderes Monitoring zu empfehlen?
2. Festlegung eines chronischen Anforderungswerts in der Wasserphase für die Summe von 24 PFAS basierend auf dem Schutz von fischfressenden Vögeln und Säugern vor sekundärer Intoxikation
 - a) Sind die Faktoren zur relativen Potenz (RPF) gegenüber der Referenzsubstanz PFOA (Vorschlag der EU zur Revision der EU-Wasserrahmenrichtlinie vom Oktober 2022 für 24 PFAS) auch hinlänglich repräsentativ für das Schutzziel sekundäre Intoxikation, oder sind sie auf den Schutz der menschlichen Gesundheit beschränkt?
 - b) Können Anforderungen für sekundäre Intoxikation in eine Konzentration in der Wasserphase umgerechnet werden? Das heisst, gibt es bereits relative Bioakkumulationsfaktoren, die wissenschaftlich robust genug sind, um Anforderungswerte für die Wasserphase herzuleiten?
 - c) Schützt eine Anforderung basierend auf der sekundären Intoxikation auch vor direkten Effekten auf Wasserorganismen?
 - d) Kann man davon ausgehen, dass auch für den Schutz vor chronischen Effekten durch sekundäre Intoxikation ein Zeitraum von 14 Tagen ebenso repräsentativ ist, wie für den Schutz vor chronischen Effekten in Gewässerorganismen?
3. Festlegung eines akuten Anforderungswertes in der Wasserphase für die Summe von 24 PFAS basierend auf der direkten Toxizität gegenüber Gewässerorganismen
 - a) Sind die RPFs der EU auch repräsentativ für die direkte Toxizität auf Fische, Krebstiere, Algen und Wasserpflanzen?
 - b) Kann man eine Summenanforderung für die 24 PFAS herleiten oder muss man substanzspezifische Werte für die einzelnen PFAS herleiten? Für welche PFAS gibt es hier ausreichend Daten?

Vorgehen:

Zur Beantwortung dieser Fragen wurden basierend auf den in Kapitel 5.1 aufgeführten Dokumenten zugrundeliegende Konzepte erklärt und eingeordnet (Kapitel 5.2-5.4). Basierend auf vom BAFU zur Verfügung gestellten Messdaten (s. Kapitel 5.1) und existierenden oder vorgeschlagenen Grenzwerten Risiken für Gewässerorganismen berechnet und eingeordnet (Kapitel 6.1-6.3). Aufgrund dieser Ergebnisse wird in Kapitel 6.3.4 ein Vorschlag für einen Immissionswert zur Aufnahme in die GSchV gemacht.

Informationen zur Aktualisierung des Berichtes:



1. Aktualisierung (September 2025): Aufgrund der laufenden Diskussionen auf EU-Ebene zur Regulierung von TFA sowie der Definition eines Anforderungswertes für die Gesamtmenge von PFAS («PFAS total») wurden diese Punkte ergänzt (Kapitel 6.4 und 6.5).

2. Aktualisierung (Februar 2026): Die Risikobewertung wurde erneut durchgeführt, da TFA in die PFAS-Definition für den Summenwert für Oberflächengewässer der WRRL aufgenommen wurde und neuere Messdaten aus Schweizer Gewässern zur Verfügung gestellt werden konnten.

3. Aktualisierung (April 2026): Eine Einschätzung zur Beurteilung von PFAS-Rückständen in Fischen wurde erweitert.

Die Struktur des Ergebnisteils wurde beibehalten und die Kapitel wo notwendig um TFA ergänzt, Kapitel 6.4 behandelt neu die Auswirkungen der Aufnahme von TFA in diese Summenanforderungen.

5 Zugrundeliegende Dokumente und Konzepte

5.1 Zugrundeliegende Dokumente

Folgende Dokumente liegen der Analyse hauptsächlich zugrunde und sind auch in den Referenzen aufgeführt:

- EFSA-Bericht «Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food» (EFSA 2020)
- EU PFAS EQS Dossier (JRC 2022)
- SCHEER opinion on «PFAS total» (SCHEER 2025)
- RIVM-Bericht «Risk limits for PFAS in surface water – Translating the health EFSA limit value to concentrations in water (RIVM 2022)
- RIVM-Bericht «Water quality standards for PFOA – A proposal in accordance with the methodology of the Water Framework Directive (RIVM 2017)
- Abraham et al. «Internal exposure to perfluoroalkyl substances (PFASs) and biological marker in 101 healthy 1-year-old children: associations between levels of perfluorooctanoic acid (PFOA) and vaccine response» (Abraham et al. 2020)
- Italian EQS Working Group : PFOA Dossier, PFOS Dossier, PFBS Dossier, PFHxA Dossier, PFPeA Dossier (2015, publicly available in Valsecchi *et al.* (2017))
- Informationen zu PFAS-Konzentrationen (vertraulich)
 - o PFAS_2018-2023_20241219_inkl_Pilotstudie.xlsx
 - o PFAS 2018-2024 20251121.xlsx
- UBA Hintergrund «Chemikalieneintrag in Gewässer vermindern – Trifluoressigsäure (TFA) als persistente und mobile Substanz mit vielen Quellen» ((UBA 2021))
- Aktualisierung der EU-WRRL: «Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy - Analysis of the final compromise text with a view to agreement» Interinstitutional File: 2022/0344 (COD) (EC 2025)

Weitere Studien, die punktuell verwendet werden, finden sich in den Referenzen.

5.2 EFSA tolerable weekly intake (TWI) of 4.4 ng/kg bw per week

Die Europäische Kommission ersuchte die EFSA um eine wissenschaftliche Bewertung der Risiken für die menschliche Gesundheit im Zusammenhang mit PFAS in Lebensmitteln (EFSA *et al.* 2020). Aufgrund bewerteter Ergebnisse aus Tierstudien, der Toxikokinetik und gemessenen Konzentrationen im menschlichen Blut beschloss das EFSA CONTAM-Gremium, die Bewertung für die Summe von PFOA, PFNA, PFHxS und PFOS durchzuführen. Nach Auswertungen der EFSA machen diese etwa die Hälfte der bekannten Exposition aus, während hauptsächlich PFAS mit kurzen Halbwertszeiten den verbleibenden Teil ausmachen. Von allen bewerteten Endpunkten im Menschen und in Tiermodellen wurde die Immunotoxizität als empfindlichster identifiziert. Als relevante Effekte wurden Asthma und die Impfantwort bei Kindern und Erwachsenen in Korrelation mit der PFAS-Exposition einbezogen. Hiervon waren sechs bereits 2018 vom CONTAM-Gremium bewertet worden (Grandjean *et al.* 2012, Granum *et al.* 2013, Kielsen *et al.* 2016, Looker



et al. 2013, Stein *et al.* 2016a, Stein *et al.* 2016b). Bis 2022 waren drei weitere Studien zu zwei Kohorten erschienen (Grandjean *et al.* 2017a, Grandjean *et al.* 2017b); Zeng *et al.*, 2019) sowie die Studie von Abraham *et al.* (2020), die als kritisch eingeschätzt wurde. Das Gremium kommt insgesamt zu dem Schluss, dass sowohl PFOS als auch PFOA mit einer verminderten Antikörperreaktion auf Impfungen verbunden sind. Angesichts der geringeren Serumkonzentrationen anderer PFAS ist die Evidenz für einen Zusammenhang schwächer.

Für die Festlegung des TWI wurden die von Abraham *et al.* (2020) ermittelten Daten zur verminderten Impfantwort verwendet. In der Studie Abraham *et al.* (2020) wurde ein inverser Zusammenhang zwischen den Serumspiegeln von PFOA mit Antikörpertitern gegen *Haemophilus influenzae* Typ b (Hib), Diphtherie und Tetanus in Serumproben von 1-jährigen Kindern, die überwiegend gestillt wurden (median: 7,4 Monaten) festgestellt. Für PFOS, PFHxS und PFNA wurden in dieser Studie keine statistisch signifikanten Zusammenhänge mit der Antikörperkonzentration festgestellt. Die mögliche Beeinflussung durch eine Reihe von Schadstoffen⁴ wie PCBs, Dioxine, chlororganische Organochlorpestizide, Blei und Quecksilber wurde in diesen Studien untersucht, aber diese hatten keinen Einfluss auf die beobachteten Korrelationen. Die Originaldaten konnten dem EFSA CONTAM-Gremium nicht zur Verfügung gestellt werden, die Experten waren jedoch in der Lage, die Ergebnisse anhand von Daten zu reproduzieren, die aus den von den Autoren zur Verfügung gestellten Diagrammen extrahiert worden waren. Das Gremium konnte die Ergebnisse von Abraham *et al.* (2020) bestätigen.

Die Modellierung der BMDL10 (*benchmark dose, confidence limit* 10%) von 17,5 ng/ml für die Summe der vier PFAS im Serum für einjährige Kinder wurden laut EFSA 2022 von den Autoren der Studie Abraham *et al.* (2020) selbst durchgeführt. Mit Hilfe der Physiologie basierten Pharmakokinetik (PBPK)-Modellierung wurde dieser Serumspiegel dann auf eine langfristige mütterliche Exposition von 0.63 ng/kg Körpergewicht pro Tag geschätzt. Da die Akkumulation im Laufe der Zeit von Bedeutung ist, wurde ein TWI von 4.4 ng/kg Körpergewicht pro Woche festgelegt.

Die Studie Abraham *et al.* (2020) wurde unseres Wissens nicht in öffentlich zugänglichen Dokumenten kritisiert. Die Autoren der Studie weisen darauf hin, dass die möglichen Auswirkungen einer reduzierten Immunantwort noch nicht bekannt sind und dass bisher keine erhöhten Erkrankungsraten bei Kindern festgestellt wurden, die erhöhte PFAS-Serumkonzentrationen aufweisen. Das Vorgehen der EFSA bei der Herleitung des TWI wurde hinsichtlich der Annahme von Äquivalenz in Frage gestellt (RIVM 2021, UK COT 2022). In einem von der EFSA beauftragten externen Bericht in Zusammenhang mit der unten erwähnten Pilotstudie wird diese Annahme ebenfalls hinterfragt, eine Stellungnahme von EFSA selbst dazu gibt es nicht.

Fazit: Die Stärke dieser Studie liegt in der grossen Anzahl von *in vivo* und *in vitro* bestimmten Parametern und der grossen Anzahl von gemessenen Chemikalien, von denen nach Auswertung der Autoren nur für PFOA einen statistischen Zusammenhang mit der Antikörperkonzentration festgestellt wurde, sowie für PFOA mit 5 und PFOS für 3 von 84 weiteren Parametern. Für alle anderen Chemikalien wurde kein statistischer Zusammenhang festgestellt. EFSA hat Daten mit verschiedenen Modellierungen neu ausgewertet und den Zusammenhang für PFOA und PFOS bestätigt und einen geringeren Zusammenhang mit den anderen beiden PFAS aufgrund geringer Serumkonzentrationen festgestellt.

Eine Einschränkung besteht im Verhältnis der PFAS untereinander, da dieses nicht repräsentativ für andere Regionen mit anderen Ernährungsgewohnheiten ist. Für generelle Aussagen zu RPF scheint es daher wichtig, andere Studien mit einzubeziehen, denen ein anderes Konzentrationsverhältnis der PFAS aufgrund anderer Ernährungsgewohnheiten zugrunde liegt, beispielsweise Grandjean *et al.* (2012), Grandjean *et al.* (2017b).

⁴ Die exakte Anzahl von gemessenen Substanzen ist öffentlich nicht zugänglich. Eine Abschätzung ist nicht möglich, da ein Teil der Substanzen in den Veröffentlichungen als Gruppe zusammengefasst wurden.

5.3 Relative Potenzfaktoren (RPF) nach JRC 2022

Um die Bewertung von PFAS-Mischungen zu ermöglichen, wurden im EU-EQS-Dossier für 24 PFAS (JRC 2022) relative Potenzfaktoren (RPF) aus der Publikation (Bil *et al.* 2021) vorgeschlagen, die auch in den Bericht RIVM (2022) eingeflossen sind. Diese Methode wurde z.B. auch schon für Dioxine unter der EU-WRRL angewendet. In den Niederlanden werden die RPF für die Bodensanierung verwendet⁵. Das Konzept «RPF» beruht auf der Annahme, dass Substanzen einer Gruppe denselben Wirkmechanismus haben und aufgrund dessen in ihrer Potenz verglichen werden können. Eine Substanz wird als Referenz festgelegt (Potenz = 1) und alle anderen Substanzen mit dieser verglichen. Für den Vergleich wird ausserdem für jede Substanz derselbe Parameter verwendet. Für PFAS wurden die erwähnten RPF basierend auf Lebertoxizität in männlichen Ratten hergeleitet, da dieser Endpunkt am besten dokumentiert ist und Lebertoxizität eine häufig beobachtete Auswirkung von PFAS-Exposition darstellt (Bil *et al.* 2021). Als Referenzsubstanz wurde PFOA verwendet. Die resultierenden RPF sind in Tabelle 1 in Kapitel 2.4 aufgeführt. Für sechs der 24 Stoffe wurde der RPF aufgrund von Strukturähnlichkeit und Kettenlänge extrapoliert, da keine Daten zur Lebertoxizität vorlagen. TFA wurde nicht als Einzelstoff bewertet, aber im EU-Dossier für eine alternative «PFAS total» Definition mit einem RPF von 0.002 aufgenommen basierend auf dem Bericht RIVM (2023). Die SCHEER Bewertung dieses Dossiers wird in Abschnitt 6.5 besprochen.

Folgende Annahmen müssen für die Anwendung des RPF-Ansatzes getroffen werden:

Es handelt sich um denselben toxikologischen Effekt, die Substanzen unterscheiden sich nur in ihrer Potenz und es handelt sich um eine reine Addition der Effekte, es besteht keine Interaktion (d.h. die Toxizität eines Stoffes wird durch die Anwesenheit anderer Stoffe im Gemisch nicht verändert). Zurzeit ist der Mechanismus der Lebertoxizität unbekannt. Unterschiede in der Potenz wurden auch bei anderen Effekten beobachtet, wenn ausreichend Daten vorhanden waren (s. auch Kapitel 6.3.2). Auch ein unterschiedlicher Metabolismus wurde zumindest in Ratten, Mäusen und Menschen festgestellt (JRC 2022).

Als ersten Schritt zur Abklärung der Übertragbarkeit der RPF konnten kürzlich für sieben PFAS RPF basierend auf der Konzentration von PFAS im Serum sowie dem Thymusgewicht in männlichen Ratten bestimmt werden und diese mit den RPF für Lebertoxizität in männlichen Ratten verglichen werden (Bil *et al.* 2023), siehe Kapitel 5.4.

Für die Verwendung unter der EU-WRRL kommt das JRC zu folgendem Schluss:

- Die vorgeschlagenen RPF (Bil *et al.* 2021) eignen sich zur Bewertung des kumulativen Risikos der oralen Exposition gegenüber PFAS-Gemischen und der Konzentrationen von PFAS-Gemischen, die in verschiedenen Matrices vorkommen, denen Menschen oder Wildtiere oral ausgesetzt sein können (z. B. Lebensmittel oder Trinkwasser).
- Der Ansatz erleichtert die Risikobewertung von PFAS, da für die Mehrzahl der zu bewertenden PFAS keine ausreichenden und zuverlässigen toxikologischen Daten für die Ableitung von QS für die menschliche Gesundheit und Sekundärvergiftung zur Verfügung stehen.

Fazit: Dieser Einschätzung schliessen wir uns an. Auf die Verwendung für die direkte aquatische Toxizität gehen wir in Kapitel 6.3.2 ein.

5.4 Relative Bioakkumulationsfaktoren nach RIVM 2022

Relative Bioakkumulationsfaktoren (RBF) können helfen Toxizitätsdaten aufgrund unterschiedlicher Bioakkumulation zu normalisieren und Mischungsrisiken besser abzubilden. Für die

⁵ <https://www.rijksoverheid.nl/documenten/rapporten/2023/12/29/bijlage-2-handelingskader-voor-hergebruik-van-pfas-houdende-grond-en-baggerspecie>



Risikobewertung unter der EU-WRRL wären sie nötig, um die auf Biota basierten EQS in eine Gewässerkonzentration umzurechnen und dadurch die Messung in der Wasserphase und nicht in Fischen erfolgen könnte. Die Bestimmung von RBF für PFAS unterliegt verschiedenen Einschränkungen, die entsprechend adressiert werden müssen:

Die Bioakkumulation kann durch den pH-Wert, die Temperatur und das Vorhandensein anderer Stoffe beeinflusst werden. Ausserdem gibt es Hinweise, dass die Aufnahme von der Konzentration im Umweltmedium abhängig ist (Burkhard 2021). Vorhandene Daten deuten darauf hin, dass verschiedene PFAS unterschiedliche Stoffwechsel- und Eliminationsraten in Organismen aufweisen. Weiterhin kann die Bioakkumulation auf verschiedenen trophischen Ebenen unterschiedlich sein, aber auch hier ist die Datenlage dünn.

Für die Risikobewertung unter der EU-WRRL kommt das JRC zu dem Schluss, dass RBF zurzeit nicht robust hergeleitet werden können aufgrund folgender Überlegungen (JRC 2022):

1. Begrenzte Verfügbarkeit von BAF (Bioakkumulationsfaktoren) und BCF (Biokonzentrationsfaktoren)
2. Erhebliche Schwankungen bei BCF und BAF für denselben Stoff in verschiedenen Studien
3. Der BAF für das n-Isomer und die verzweigten Isomere kann unterschiedlich sein. Verzweigte Isomere werden in Feldstudien immer vorhanden sein, während in Laborstudien verzweigte Isomere vorhanden sein können oder auch nicht.
4. Labormessungen deuten darauf hin, dass die BCFs mit zunehmender Expositionskonzentration abnehmen.
5. Feldmessungen sind widersprüchlich in Bezug auf die Beziehung zwischen BAF und Expositionskonzentration.
6. Die Ursache(n) für den Rückgang der BCFs bei höheren Konzentrationen sind unbekannt. Es ist jedoch bekannt, dass PFAS-Rückstände durch eine Kombination aus passiver Diffusion und aktiven Transportprozessen kontrolliert werden.
7. Aktive Transportmechanismen wie Nieren-Clearance und Biotransformationsprozesse sind zusammen mit Diffusionsprozessen an der Elimination beteiligt. Unklar ist, ob die Zusammensetzung eines PFAS-Gemisches die Akkumulation der einzelnen PFAS-Verbindungen beeinflusst.
8. Es ist unklar, ob es physiologische Gründe gibt, die erwarten lassen, dass die BAFs für marine Arten ähnlich, höher oder niedriger sind als die BAFs für Süßwasserarten.

Im Bericht RIVM (2022) wurden erstmals RBF für PFAS für Fische vorgeschlagen. Die Autoren wollten ursprünglich Bioakkumulationsdaten aus dem Übersichtsartikel Burkhard (2021) verwenden, um RBF herzuleiten. Dieses war aufgrund verschiedener Einschränkungen nicht sinnvoll (nur gemittelte Daten publiziert, Ursprungswerte konnten nicht identifiziert werden, starke Schwankung zwischen verschiedenen Studien). Da die Autoren innerhalb des Projektes keine Kapazitäten für eine Literaturstudie und Studienbewertungen hatten, haben sie sich für vier bereits bewertete Nahrungsnetzstudien als Grundlage entschieden (Fang *et al.* 2014, Houde *et al.* 2006, Loi *et al.* 2011, Xu *et al.* 2014), darunter eine marine Studie. Die Süßwasserstudien stammen aus gemäßigten und subtropischen Regionen. Diese Studien wurden in RIVM (2017) beschrieben. Es wurden jeweils 5-7 Fischarten für 7-12 PFAS untersucht (Abbildung 1). Die abgeleiteten RBF sind in Tabelle 1 aufgeführt. Für die zwölf nicht untersuchten PFAS hat RIVM Extrapolationen basierend auf der Molekülstruktur und Kettenlänge vorgeschlagen. In der Regel besteht ein Zusammenhang zwischen Bioakkumulationspotential und PFAS-Kettenlänge.

Die Konzentrationsabhängigkeit der Bioakkumulation in den Studien haben die Autoren nur für die Referenzsubstanz PFOA berücksichtigt, nicht jedoch bei der Ableitung der RBF für die

anderen PFAS. Hier wird angenommen, dass die Konzentrationsabhängigkeit der BAF parallel zu der von PFOA verläuft. In Kapitel 7.6, Absatz 3, Punkt 8 auf Seite 101 des EU-EQS-Dossiers für PFAS aus dem Jahre 2022 wird erwähnt, dass für PFOS zwar Laborstudien auf eine Konzentrationsabhängigkeit hindeuten, Feldstudien aber keine Konzentrationsabhängigkeit zeigen. Es ist daher offen, ob die Annahme der Parallelität gerechtfertigt ist.

Die Berücksichtigung der relativen Bioakkumulation wurde auch von Bil et al. für Lebertoxizität und Immunotoxizität von sieben PFAS in männlichen Ratten vorgeschlagen (Bil et al. 2022, Bil et al. 2023). Die Autoren haben basierend auf den Ergebnissen ihrer ersten Publikation (Bil et al. 2021), die auch im EU-Dossier für PFAS verwendet wurde, Serumkonzentrationen für die Stoffe PFDA, PFNA, PFHxA, PFOS, PFBS, PFOA, PFHxS modelliert und anhand dieser internen Konzentrationen «interne» RPF im Verhältnis zu PFOA vorgeschlagen. Diese vergleichen sie in einer weiteren Studie mit auf die gleiche Art bestimmten «internen» RPF für Immunotoxizität (u.a. Thy-musgewicht) und kommen zu dem Schluss, dass die internen RPF für Lebertoxizität und Immunotoxizität zwar nicht identisch, aber hinreichend ähnlich für eine Risikobewertung sind. Dieser Vergleich wurde in einem externen Bericht im Auftrag von UK laut den Autoren des Berichtes positiv bewertet (nicht öffentlich zugänglich)⁶. Die Autoren der Studien Bil et al. (2022, 2023) schätzen die internen RPF in einer mündlichen Kommunikation als «*very uncertain, and needs further study with other datasets*» ein. EFSA hat 2024 ein Pilotprojekt gestartet, um mittels NAMs (*new assessment methods*) die Immunotoxizität von PFAS zu untersuchen⁷.

Fazit: Die Konzentrationsabhängigkeit der Bioakkumulation schränkt die Möglichkeit robuste RBF herzuleiten ein. Die hier verwendeten Daten sind aufgrund der zeitlichen Einschränkungen bei der Erstellung des Berichtes (RIVM 2022) nicht vollständig. Eine Extrapolation für einen Teil der Stoffe wird nötig sein. Die Modelle hierzu werden kontinuierlich verbessert. Offen ist noch, ob die relative Konzentrationsabhängigkeit der BAF der einzelnen PFAS gleich ist. Wenn dies nicht der Fall ist, sind RBFs nur eingeschränkt nutzbar. Die Studien von Bil et al. zeigen, dass relative Potenzen für zwei verschiedene Effekte (Leber- und Immunotoxizität) innerhalb einer Art unter Berücksichtigung der relativen Bioakkumulation bzw. internen Konzentrationen ähnlich sind. Die Ableitung von RBF für Fische und die Verwendung zur Normalisierung von Effektkonzentrationen sowie der Berechnung von Gewässerkonzentrationen sollte vor diesem Hintergrund möglich sein. Für PFOA und PFOS gibt es bereits studienbasierte Werte die als ad hoc angesehen werden können. Wir empfehlen aber, zunächst alle vorhandenen Studien zu BCF/BAF für die Bestimmung von RBF auszuwerten und die Konzentrationsabhängigkeit der Bioakkumulation zu berücksichtigen.

⁶ <https://www.gov.uk/government/publications/environmental-risk-evaluation-reports-per-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas/environmental-risk-evaluation-reports-per-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas-summary>

⁷ <https://www.efsa.europa.eu/en/supporting/pub/en-8926>

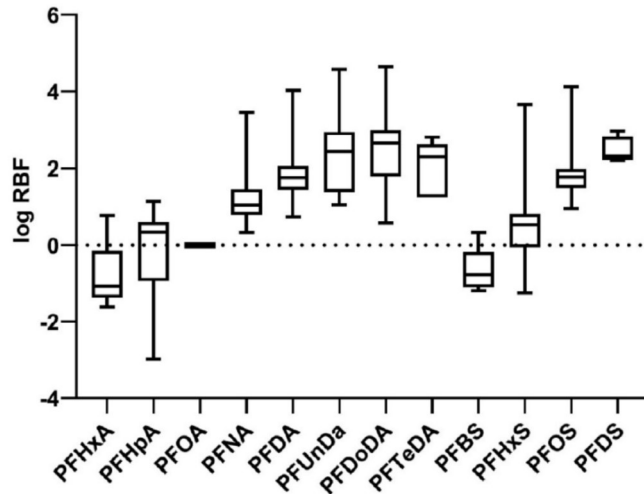


Abbildung 1: Relative Bioakkumulationsfaktoren für Fische aus vier Nahrungsnetzstudien zusammengefasst in RIVM 2022.

Dargestellt sind 25.-75. Perzentile als Box, Median als Querlinie, Maximum und Minimum als «whiskers».

Tabelle 1: In Bil et al. 2020 vorgeschlagene relative Potenzfaktoren (RPF) und in RIVM 2022 vorgeschlagene relative RPF und Bioakkumulationsfaktoren (RBF).

a: read across to PFBA b: read across to PFOA c: read across to PFNA d: read across to PFDoDA e: read across to PFHxS f: read across to PFOS g: read across to PFPeA h: read across to PFHpA i: based on the SVHC support document for HFPO-DA, p 42 (ECHA, 2019). x: keine Bioakkumulationsdaten, aber Extrapolation nicht erwähnt. * Nicht Teil der Liste der 24 PFAS im EU-Dossier.

Carboxylic acids

PFAS	RPF Bil et al. 2020	RPF RIVM 2022	RBF RIVM 2022
PFBA	0.05	0.05	0.005 x
PFPeA	0.01 ≤ RPF ≤ 0.05 a	0.05 a	0.02 x
PFHxA	0.01	0.01	0.07
PFHpA	0.01 ≤ RPF ≤ 1 b	1 b	0.3
PFOA	1	1	1
PFNA	10	10	4
PFDA	4 ≤ RPF ≤ 10 c	10 c	10
PFUnDA	4	4	60
PFDoDA	3	3	200
PFTTrDA	0.3 ≤ RPF ≤ 3 d	3 d	100 x
PFTeDA	0.3	0.3	40
PFHxDA	0.02	0.02	-
PFODA	0.02	0.02	-

Sulphonic acids

PFAS	RPF Bil et al 2020	RPF RIVM 2022	RBF RIVM 2022
PFBS	0.001	0.001	0.1
PFPeS	0.001 ≤ RPF ≤ 0.6 e	0.6 e	0.4 x
PFHxS	0.6	0.6	2
PFHpS	0.6 ≤ RPF ≤ 2 f	2 f	6 x
PFOS	2	2	20
PFDS	2	2	300

Other

PFAS	RPF Bil et al 2020	RPF RIVM 2022	RBF RIVM 2022
HFPO-DA (GenX)	0.06	0.06	0.3 i
ADONA	0.03	0.03	-
6:2 FTOH	0.02	0.02	0.3 h
8:2 FTOH	0.04	0.04	4 c
C6O4	0.06	-	-
4:2 FTS*	-	0.05 g	0.02 g
6:2 FTS*	-	1 h	0.3 h
8:2 FTS*	-	10 c	4 c
PFOSA=FOSA*	-	2 f	20 f
EtFOSAA*	-	2 f	20 f
MeFOSAA*	-	2 f	20 f



6 Ergebnisse und Diskussion

6.1 Festlegung eines chronischen Anforderungswerts für die Summe von 25 PFAS basierend auf dem Schutz des Menschen beim Konsum von Fischereiprodukten

6.1.1 Können Anforderungen für menschliche Gesundheit ($QS_{\text{biota hh}}$) in eine Konzentration in der Wasserphase umgerechnet werden?

Die aktualisierte WRRL bestimmt für die Beurteilung von PFAS-Rückständen in Fischen einen EQS von $0.077 \mu\text{g}/\text{kg}$ Nassgewicht. Um die Einhaltung des für PFAS-Rückstände in Fischen festgelegten EQS zu überprüfen, müsste ein Fischmonitoring durchgeführt werden. Die Anwendbarkeit dieses Wertes für Schweizer Gewässer wurde in diesem Bericht nicht geprüft. Falls ein solcher Wert in Zukunft implementiert werden sollte, raten wir von einem flächendeckenden Monitoring von Fischen ab, damit die Fischpopulationen nicht zusätzlich geschädigt werden. Wir würden stattdessen ein Trendmonitoring in Fischen in repräsentativen Fischereigewässern empfehlen.

Möchte man stattdessen in der Wasserphase messen, ist eine Umrechnung nötig. Eine Umrechnung in Wasserwerte und damit ein Wassermonitoring empfehlen wir derzeit nicht:

RIVM hat 2022 Vorschläge für relative Bioakkumulationsfaktoren (RBF) gemacht, anhand derer die Anforderungen für menschliche Gesundheit in eine Konzentration in der Wasserphase umgerechnet werden könnten (RIVM 2022). Diese Vorschläge wurden in Kapitel 5.4 besprochen und von einer direkten Verwendung zur Herleitung von Werten für die GSchV wird abgeraten, da es sich bislang nur um ad hoc RBF handelt und auch im EU-EQS-Dossier wegen der bestehenden Unsicherheiten von einer Umrechnung abgesehen wurde.

Am Beispiel von PFOA und PFOS soll dieses verdeutlicht werden: Mit den RBF aus (RIVM 2022) und RPF aus dem EU-EQS-Dossier für PFAS (JRC 2022) ergeben sich für PFOA und PFOS *ad hoc* QS zum Schutz des Menschen beim Konsum von Fischereiprodukten von $0.3 \text{ ng}/\text{L}$ bzw. $0.007 \text{ ng}/\text{L}$. Der BAF-Wert der sich für die Konzentration in Biota zur Umrechnung auf die Konzentration in der Wasserphase (*ad hoc* AA-EQS) ergibt, beträgt 297 für PFOA bzw. 5946 für PFOS. Die Literaturstudie des US EPA zur Bioakkumulation von PFAS (Burkhard 2021) ergab einen $\log\text{BAF}$ für PFOA von 2.16 ± 0.85 (Median, ganzer Fisch) und einen $\log\text{BAF}$ für PFOS von 3.55 ± 0.83 (Median, ganzer Fisch), entsprechend einem BAF von 145 (26-1024) für PFOA und 3550 (525-24000) für PFOS. Diese Werte zeigen die experimentell festgestellten deutlichen Unterschiede zwischen Arten und Versuchsbedingungen auf und damit eingeschränkten Nutzen der RBF-basierten Werte.

Wir empfehlen dennoch, ein Wassermonitoring anzustreben, um die Fischpopulationen zu schonen. Hierzu ist es unseres Erachtens nötig, alle vorhandenen Studien zu BCF/BAF auszuwerten und die Konzentrationsabhängigkeit der Bioakkumulation für die Bestimmung von robusten RBF zu berücksichtigen (siehe auch «Fazit» unter Kapitel 5.4).

Ergänzung zu TFA: Es liegen uns keine Messungen von TFA in Fischen vor. Aufgrund der physikochemischen Eigenschaften von TFA nehmen wir an, dass es sich nicht im Fisch anreichert. Bei einem Wassergehalt im Fischfilet von ca. 70 % und einer TFA-Konzentration von $3.3 \mu\text{g}/\text{L}$ im Umgebungswasser würde TFA mit einem Risikoquotienten von 0.1 zum Gesamtrisiko für die 25 PFAS beitragen. In Anbetracht des Risikos in Fischen durch die übrigen 24 PFAS ist der Beitrag von TFA zum Gesamtrisiko vernachlässigbar.

6.1.2 Kann man für das Schutzziel menschliche Gesundheit das Monitoring in Zweiwochenmischproben durchführen oder ist ein anderes Monitoring zu empfehlen?

Es kann keine Beurteilung vorgenommen werden, da es sich bei der zugrundeliegenden Studie zur Immunotoxizität von Abraham *et al.* (2020) um eine epidemiologische Studie handelt. Sie bezieht sich auf die Korrelation einer bereits vorhandenen Serumkonzentration von PFAS mit der Antikörperbildung nach Impfungen. Eine Expositionsdauer, die zur Ableitung eines Monitoringzeitraums verwendet werden könnte, gibt es also nicht.

Um eine Experteneinschätzung zur Zweiwochenmischprobe für das Schutzziel menschliche Gesundheit unabhängig von der Studie Abraham *et al.* (2020) zu formulieren, fehlt dem Oekotoxizentrum die humantoxikologische Expertise.

6.2 Festlegung eines chronischen Anforderungswerts für die Summe von 24 PFAS basierend auf dem Schutz von fischfressenden Vögeln und Säugern vor sekundärer Intoxikation

6.2.1 Sind die Faktoren zur relativen Potenz gegenüber der Referenzsubstanz PFOA (Vorschlag der EU zur Revision der EU-Wasserrahmenrichtlinie vom Oktober 2022 für 24 PFAS) auch hinlänglich repräsentativ für das Schutzziel sekundäre Intoxikation, oder sind sie auf den Schutz der menschlichen Gesundheit beschränkt?

Die relativen Potenzfaktoren (RPF) basieren auf der Lebertoxizität in männlichen Ratten (siehe Kap. 5.3). Die Lebertoxizität in Ratten gehört zu den Endpunkten, die für die Herleitung von QS zum Schutz von fischfressenden Vögeln und Säugern vor sekundärer Intoxikation relevant sind nach der TGD27. Sie können also auch zur Bestimmung von QS für sekundäre Intoxikation verwendet werden.

6.2.2 Können Anforderungen für sekundäre Intoxikation in eine Konzentration in der Wasserphase umgerechnet werden? Das heisst, gibt es bereits relative Bioakkumulationsfaktoren, die wissenschaftlich robust genug sind, um Anforderungswerte für die Wasserphase herzuleiten?

RIVM hat 2022 Vorschläge für relative Bioakkumulationsfaktoren (RBF) gemacht (RIVM 2022), anhand derer die Anforderungen für menschliche Gesundheit in eine Konzentration in der Wasserphase umgerechnet werden könnten. Diese Vorschläge wurden in Kapitel 5.4 besprochen. Wie bei der Umrechnung vom $QS_{\text{biota hh}}$ (Kap. 5.1.1) wird von einer direkten Verwendung zur Herleitung von Werten in der GSchV abgeraten, da es sich bislang nur um *ad hoc* RBF handelt und auch im EU-EQS-Dossier wegen der bestehenden Unsicherheiten von einer Umrechnung abgesehen wurde. Hier ist anzumerken, dass für sekundäre Intoxikation die Konzentration im ganzen Fisch gemessen werden muss, während für den Vergleich mit dem $QS_{\text{biota hh}}$ die Konzentration in den essbaren Teilen des Fisches verwendet werden sollte. Mittelfristig sollte zum Schutz der Fischpopulationen ein Wassermonitoring angestrebt werden.

Um einen ersten Eindruck über die Plausibilität der RBF zu erhalten, haben wir für PFOS und PFOA-Risiken für sekundäre Intoxikation berechnet: (a) basierend auf Wasserkonzentrationen in Oberflächengewässern verglichen mit QK für Wasser (EU-EQS-Dossier 2022), das aus QK für Rückstände in Fischen umgerechnet wurde («Wasser», Abbildung 2) und (b) basierend auf gemessenen Rückständen in Fischen direkt verglichen mit den QK für Rückstände in Fischen («Biota», Abbildung 2). Die Berechnung wird am Ende dieses Abschnittes kurz erklärt. Für PFOS konnte das Risiko zusätzlich noch mit dem QK aus dem EU-EQS-Dossier aus dem Jahr 2011



berechnet werden (2 ng/L), das zurzeit noch auf der [Webseite des Oekotoxenzentrums](#) aufgeführt ist.

Für PFOS (Abbildung 2A) sieht man eine weitgehende Überlappung der Ergebnisse für das QK von 2011 und das QK für Rückstände in Fischen von 2022. Das deutet darauf hin, dass mit dem Qualitätskriterium von 2 ng/L die Risiken für sekundäre Intoxikation durch PFOS hinreichend robust bestimmt werden können. Anders sieht es jedoch aus, wenn man den von RIVM vorgeschlagenen RBF zur Umrechnung von Rückständen in Fischen zu Wasserkonzentrationen verwendet. Hier überlappen nur sehr wenige Datenpunkte, das Risiko für sekundäre Intoxikation würde also deutlich unterschätzt.

Für PFOA (Abbildung 2B) liegen vor allem für die Rückstände in Fischen weniger Datenpunkte vor. Diese überlappen zwar weitgehend mit den Risiko-Quotienten für die Wasserkonzentrationen, basierend auf den Medianen der beiden Datensätze unterschätzt man mit dem in die Wasserphase umgerechneten QK jedoch die Risiken um etwa eine Größenordnung.

Dieser Vergleich kann nur einen ersten Eindruck geben, da uns kein Datensatz vorliegt, in dem parallel zur Beprobung der Wasserphase auch Rückstände in ganzen Fischen gemessen wurden. Fisch- und Wasserproben stammen jeweils aus unterschiedlichen Gewässern.

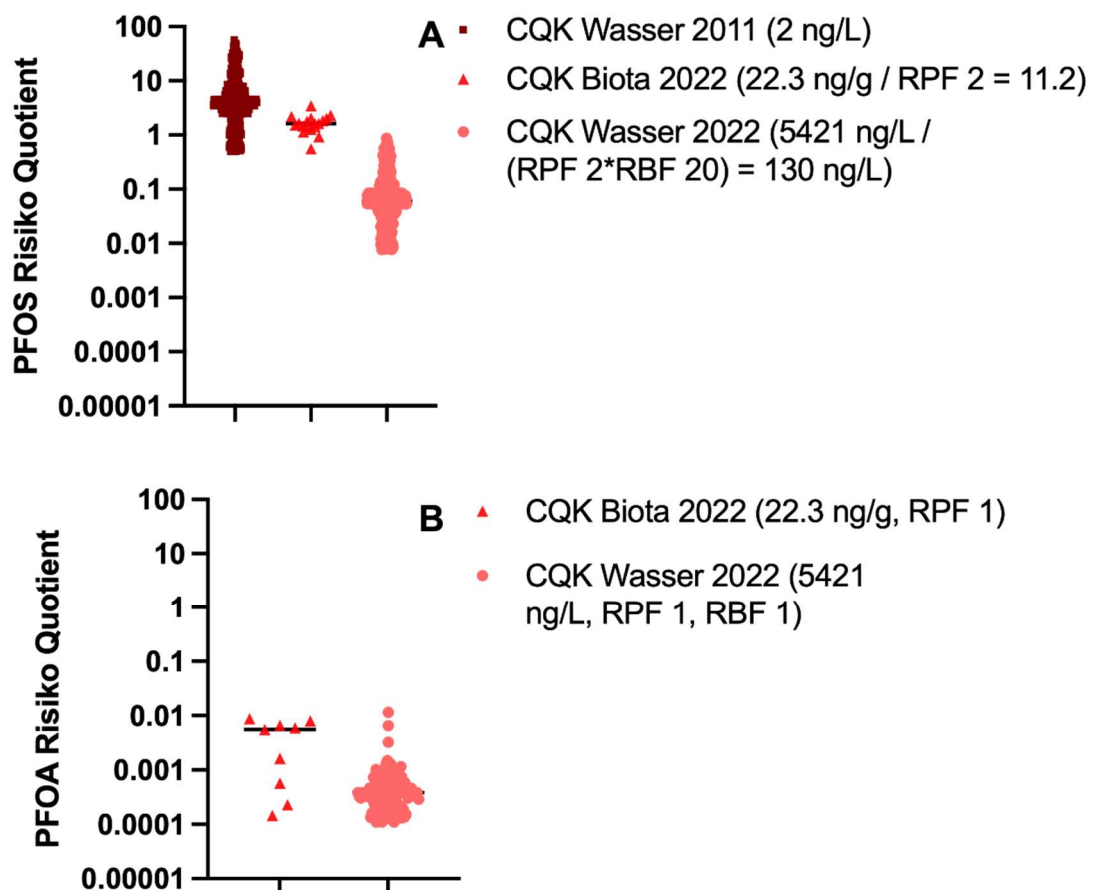


Abbildung 2: Vergleich der Risiken für sekundäre Intoxikation basierend auf Konzentrationen von PFOS und PFOA in Oberflächengewässern mit Risiken basierend auf Rückständen in ganzen Fischen.

Die horizontalen Linien geben jeweils den Median der Daten an. Die chronischen Qualitätskriterien (CQK) beziehen sich alle auf den Schutz von fischfressenden Vögeln und Säugern vor sekundärer Intoxikation. Der CQK-Wasser für PFOS aus dem Jahr 2011 stammt aus dem EU-Dossier für die derzeit noch gültigen EQS für PFOS unter der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Die relativen Potenzen (RPF) für die CQK Biota und CQK-Wasser stammen aus dem Dossier für den Vorschlag von PFAS-Summenanforderungen unter der EU-Wasserrahmenrichtlinie aus dem Jahr 2022. Die verwendeten relativen Bioakkumulationsfaktoren (RBF) stammen aus RIVM (2022). Die zugrundeliegenden Messwerte in Oberflächengewässern wurden vom BAFU zur Verfügung gestellt. Die Daten zu Rückständen in ganzen Fischen aus Schweizer Seen stammen aus Valsecchi et al. (2020).

Berechnungsmethode: Für die Erstellung dieses Berichtes wurden Daten zu PFAS-Konzentrationen in Oberflächengewässern zur Verfügung gestellt, mit denen wir das Risiko für sekundäre Intoxikation für Gewässerorganismen für mehr als 500 Wasserproben berechnen konnten. Diese haben wir mit den Risiken basierend auf PFAS-Rückständen in ganzen Fischen aus verschiedenen alpinen Seen (Valsecchi et al. 2020) verglichen (Abbildung 2). Hierfür mussten die Fischgewebekonzentrationen in Wasserkonzentrationen umgerechnet werden, was grundsätzlich mithilfe von BAF möglich ist. Der BAF-Wert der sich für die Konzentration in Biota zur Umrechnung auf die Konzentration in der Wasserphase (ad hoc AA-EQS) ergibt, beträgt 4.28 für PFOA bzw. 85.5 für PFOS. Nicht für alle PFAS liegen jedoch experimentell bestimmte BAF vor. Im EU-EQS-Dossier für PFAS werden RBF aus dem Bericht RIVM 2022 (siehe Abschnitt 5.4) aufgeführt. Diese können zusammen mit den RPF der PFAS verwendet werden, um den QS für sekundäre Intoxikation ($QS_{\text{biota,sec pois, fw}}$) in eine Wasserkonzentration umzurechnen. Für PFOA und PFOS ergeben sich daraus *ad hoc* QS für die Wasserphase von 5214 ng/L bzw. 130.4 ng/L. Im EU-EQS-Dossier für PFAS wird ein umgerechneter Wert von 6667 ng/L für PFOA angegeben. Die Differenz zu dem hier berechneten QS für PFOA liegt in leicht anderen Parametern in der zur Extrapolation verwendeten Gleichung in RIVM 2022. Stärker fällt der Unterschied beim Wert für PFOS aus. Im EU-EQS-Dossier auf dem Jahr 2011 wurde für PFOS ein $QS_{\text{biota,sec pois, fw}}$ von 2 ng/L (basierend auf einem Gehalt in Fischen von 33 µg/kg Nassgewicht) hergeleitet. Dies liegt vor allem daran, dass im Dossier aus dem Jahr 2011 der höchste bekannte BCF (2796) sowie ein Biomagnifikationsfaktor (BMF) von 5 zur Berechnung verwendet wurden. Der RBF basiert jedoch auf gemittelten Bioakkumulationswerten.

Fazit: Eine Umrechnung von Biota in die Wasserphase mittels RBF ist möglich, allerdings müssten die RBF noch einmal überarbeitet werden, um sie robuster zu machen. Die Umrechnung mittels RBF würde für PFOS zu einem höheren $QS_{\text{biota,sec pois, fw}}$ führen als im PFOS EQS Dossier vorgeschlagen. Ein Grund dafür ist, dass aus dem RBF ein mittlerer BAF resultiert, während man bei PFOS im Jahr 2011 aus Vorsorgegründen einen hohen BAF verwendet hat. Zusätzlich scheint PFOS ein anderes konzentrationsabhängiges Bioakkumulationsverhalten zu zeigen als PFOA. PFOA scheint damit keine gute Referenzsubstanz für PFOS zu sein, um QK für sekundäre Intoxikation für die Wasserphase zu berechnen. Für PFOS kann zur Beurteilung der Risiken für sekundäre Intoxikation weiterhin der CQK von 2 ng/L verwendet werden. Wie der Vergleich gezeigt hat, ist dieser CQK hinreichend robust. Für PFOA scheint die Umrechnung in die Wasserphase, bei der sich ein CQK von 5421 ng/L bezogen auf den CQK Biota von 22.3 ng/g ergibt, das Risiko für sekundäre Intoxikation eher zu unterschätzen. Die Datenlage ist aber nicht ausreichend für eine robuste Aussage. Sollte der EU-Grenzwert von 0.077 µg/kg Nassgewicht auch in der Schweiz eingeführt werden, wären fischfressende Wildtiere ebenfalls geschützt.

Ergänzung zu TFA: Es liegen uns keine Messungen von TFA in Fischen vor. Aufgrund der physikochemischen Eigenschaften von TFA nehmen wir an, dass es sich nicht im Fisch anreichert. Bei einem Wassergehalt im Fischfilet von ca. 70 % und einer TFA-Konzentration von 3.3 µg/L im Umgebungswasser würde TFA mit einem Risikoquotienten von 0.1 zum Gesamtrisiko für die 25



PFAS beitragen. In Anbetracht des Risikos für sekundäre Vergiftung durch die übrigen 24 PFAS ist der Beitrag von TFA zum Gesamtrisiko vernachlässigbar.

6.2.3 Schützt eine Anforderung basierend auf der sekundären Intoxikation auch vor direkten Effekten auf Wasserorganismen?

Ausreichend chronische Daten zur Herleitung robuster chronischer Qualitätskriterien (CQK) für die direkte Toxizität gibt es aufgrund des vorliegenden Datensatzes nur für PFOA, PFOS, PFHxA und PFBS (siehe Kap. 6.3). Diese müssten noch einmal überprüft werden, da im EU-EQS-Dossier aus dem Jahr 2022 keine neue Datenrecherche durchgeführt wurde. Alle Daten wurden aus bestehenden Dossiers übernommen. Eine Analyse zur Fragestellung kann also nur vorläufig sein und sich nur auf die vier Beispielfälle abstützen. Zur Beantwortung der Frage müssen QK für sekundäre Intoxikation in Konzentrationen im Wasser mithilfe der oben diskutierten RBF (Kapitel 5.4) umgerechnet werden, was zu weiteren Unsicherheiten führt.

In Tabelle 2 wird deutlich, dass die mittels RBF in die Wasserphase umgerechneten *ad hoc* CQK zum Schutz für Vögel und Säuger vor sekundärer Intoxikation tendenziell höher liegen als die *ad hoc* CQK basierend auf der direkten chronischen Toxizität gegenüber Wasserorganismen. Ein Grund kann sein, dass gerade die kurzketigen PFAS eher in der Wasserphase als in Biota anzutreffen sind. Besonders für TFA ist ein CQK basierend auf der direkten Toxizität wichtig, da es sich nicht in Fischen anreichert und damit kein *ad hoc* CQK für sekundäre Intoxikation berechnet werden kann. Für PFOS würde der CQK für sekundäre Intoxikation aus dem Jahr 2011 auch vor der direkten Toxizität schützen, der RBF basierte CQK jedoch nicht, da unterschiedliche BAF für die verwendet wurden (siehe Kap. 6.2.2). Ein weiterer Grund für tiefere CQK basierend auf der direkten Toxizität ist die Datenverfügbarkeit und der daraus resultierende Sicherheitsfaktor.

Tabelle 2: Vergleich von *ad hoc* CQK basierend auf der direkten Toxizität und sekundärer Intoxikation

	Höchste MEC (2018-2024) [µg/L]	<i>Ad hoc</i> CQK direkte chronische Toxizität (µg/L) ⁸	<i>Ad hoc</i> CQK sekundäre Intoxikation (µg/L) ⁹	Direkte chronische Toxizität durch <i>ad hoc</i> CQK sekundäre Intoxikation mitgeschützt?
PFOA	0.141 (2024)	30	5.21	Ja
PFOS	0.495 (2024)	0.023	0.13 (RBF) 0.002 (EQS 2011)	Nein Ja
PFHxA	0.062 (2023)	199.9	7449	Nein
PFBS	0.48 (2021)	0.1	52140	Nein

In der EU werden für die Wasserphase Werte vorgeschlagen, die auf dem Schutz des Menschen bei Nutzung des Wassers aus Oberflächengewässern als Trinkwasser beruhen. Für 3 der 4 untersuchten PFAS schützen diese Werte auch die Gewässerorganismen (Tabelle 3). Auch für TFA

⁸ Werte aus Kapitel 6.3 übernommen

⁹ Berechnet aus QK für sekundäre Intoxikation und RBF für die jeweilige Substanz

ist der Schutz der Gewässerorganismen ausreichend. Der CQK zum Schutz der Gewässerorganismen ist mit 16 µg/L nur wenig höher als der trinkwasserbasierte Wert von 2.2 µg/L.

Tabelle 3: Vergleich von ad hoc CQK basierend auf der direkten Toxizität und Schutz des Menschen bei Nutzung des Wassers aus Oberflächengewässern als Trinkwasser (EU-EQS-Vorschlag für die Wasserphase).

	Höchste MEC (2018-2024) [µg/L]	CQK direkte chronische Toxizität [µg/L] ¹⁰	CQK für direkte Trinkwassernutzung (µg/L) ¹¹	Direkte chronische Toxizität durch Trinkwasser-CQK mitgeschützt?
PFOA	0.141 (2024)	30 (<i>ad hoc</i>)	0.0044	Ja
PFOS	0.495 (2024)	0.023 (<i>ad hoc</i>)	0.0022	Ja
PFHxA	0.062 (2023)	199.9 (<i>ad hoc</i>)	0.440	Ja
PFBS	0.48 (2021)	0.1 (<i>ad hoc</i>)	4.4	Nein
TFA	3.3 ¹² (2024)	16	2.2	Ja

Die für die EU-WRRL vorgeschlagenen AA-EQS für die Wasserphase basierend auf dem Trinkwasserschutz schützen vermutlich auch die Gewässerorganismen sowie fischfressende Vögel und Säuger vor sekundärer Intoxikation (siehe Anhang 2).

In Abbildung 3 werden die Risiken für die Summe der PFAS mit den oben beschriebenen Anforderungswerten verglichen. Das Risiko für sekundäre Intoxikation ist höher als das für direkte Toxizität für Gewässerorganismen – sowohl basierend auf dem CQK für PFOS zum Schutz vor sekundärer Intoxikation von 2011 als auch basierend auf dem 2022 vorgeschlagenen Anforderungswert der EU-WRRL für Rückständen in Fischen. Für den vorliegenden Datensatz würde die Beurteilung der sekundären Intoxikation damit auch die Gewässerorganismen vor nachteiligen Effekten schützen.

¹⁰ Werte aus Kapitel 6.2 übernommen

¹¹ Aus Vorschlag zur Revision der EU-Wasserrahmenrichtlinie – vorgeschlagener Wert für die Wasserphase

¹² ein einzelner Messwert liegt deutlich über anderen Höchstwerten (99 µg/L)

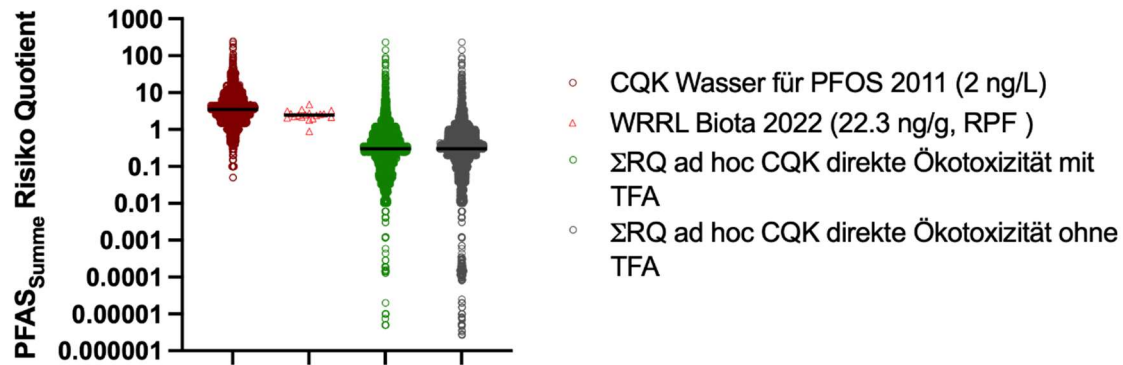


Abbildung 3: Vergleich der Risiken für sekundäre Intoxikation von fischfressenden Vögeln und Säugern mit den Risiken für direkte Toxizität gegenüber Gewässerorganismen.

Der CQK-Wasser für PFOS aus dem Jahr 2011 stammt aus dem EU-Dossier für die derzeit noch gültigen EQS für PFOS unter der EU-WRRL. Der WRRLBiota-2022-Wert stammt aus dem EU-EQS-Dossier zur Aktualisierung der EU-Wasserrahmenrichtlinie vom Oktober 2022. Er gibt das Risiko für sekundäre Vergiftung von fischfressenden Vögeln und Säugern an. TFA ist nicht im Risiko enthalten, da zu TFA in Fischen keine Messwerte vorliegen. TFA bioakkumuliert nicht und der Beitrag von TFA aus der dem Wasseranteil im Fischfilet kann vernachlässigt werden. Für die Summe der RQ basierend auf den *ad hoc* CQK wurden die *ad hoc* CQK aus Tabellen 2 & 3 verwendet. Die zugrundeliegenden Messwerte in Oberflächengewässern wurden vom BAFU zur Verfügung gestellt. Die Daten zu Rückständen in ganzen Fischen aus Schweizer Seen stammen aus Valsecchi *et al.* (2020).

Fazit: Die auf der sekundären Intoxikation und den RBF beruhenden CQK schützen die Gewässerorganismen für 3 von 4 untersuchten PFAS nicht zuverlässig. Die in der EU für die Wasserphase vorgeschlagenen AA-EQS schützen die Gewässerorganismen für 4 von 5 untersuchten PFAS zuverlässig. In beiden Fällen ist die Einschätzung vorläufig und sollte nach einer aktualisierten Recherche von Toxizitätsdaten noch einmal überprüft werden. Allerdings dominiert PFOS das Risiko, so dass für die Summe der 25 PFAS (einschliesslich TFA) auch die Gewässerorganismen mitgeschützt sind.

6.2.4 Kann man davon ausgehen, dass auch für den Schutz vor chronischen Effekten durch sekundäre Intoxikation ein Zeitraum von 14 Tagen ebenso repräsentativ ist, wie für den Schutz vor chronischen Effekten in Gewässerorganismen?

Für die Einschätzung, ob Mischproben über 14 Tage geeignet für den Schutz der Gewässerorganismen sind, sind zwei Überlegungen relevant: Wie schnell PFAS von Gewässerorganismen akkumuliert werden und wie lang der Expositionszeitraum in der dem $QS_{sec\ poiss, biota}$ zugrundeliegenden Studie war.

Zur Akkumulation von PFAS in Gewässerorganismen ist die Studienlage noch begrenzt. Einzelne Laborstudien deuten darauf hin, dass die Aufnahme aus der Wasserphase in Fische bei gleichbleibenden Konzentrationen schnell geschieht (innerhalb von 1-2 Tagen) und dann ein Plateau erreicht. In der amerikanische Dickkopfelnritze (*Pimephales promelas*) war dieses für alle getesteten PFAS der Fall (PFBA, PFHxA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTeDA, PFBS,

PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFOSA, 4:2 FTSA, 6:2 FTSA, 8:2 FTSA)¹³. Ähnliche Studien zu einheimischen Arten existieren nach unseren Recherchen bisher nicht.

In der kritischen Studie mit Mäusen zur Herleitung des $QS_{\text{sec pois, biota}}$ wurden schwangere Weibchen vom ersten bis zum 17. Gestationstags exponiert. Die Effekte, Aborte und Mortalität der Jungtiere traten erst später auf, bis zu 22 Tage nach der Geburt. Der gesamte Test dauerte damit zwar länger als 14 Tage, aber entscheidend ist, dass die Exposition nur während 17 Tagen stattfand. Der Zeitraum von 14 Tagen ist damit ebenfalls repräsentativ für sekundäre Intoxikation.

Fazit: Auch für CQK basierend auf sekundärer Intoxikation ist ein Integrationszeitraum von 14 Tagen repräsentativ.

6.3 Festlegung eines akuten und chronischen Anforderungswertes für die Summe von 24 PFAS basierend auf der direkten Toxizität gegenüber Gewässerorganismen

6.3.1 Grundsätzliche Überlegung: Anwendung von akuten Anforderungswerten für persistente, chronisch wirkende Substanzen

Die technische Richtlinie der EU zur Herleitung von EQS sieht vor, dass in der Regel QS für kurzfristige (akute) und langfristige (chronische) Exposition hergeleitet werden. Soweit bisher bekannt, sind PFAS nicht spezifisch akut toxisch. Effekte sind bei chronischer Exposition messbar. Zugleich bedeutet eine akute Exposition aufgrund der Persistenz der Stoffe automatisch eine dauerhafte Erhöhung der chronischen Exposition. Die Kombination von Stoffeigenschaften wurde in der Vergangenheit bei der Herleitung von EQS nicht betrachtet. Auf EU-Ebene wurde von der Herleitung von akuten EQS bei Arzneimitteln zum Teil abgesehen, da von einer pseudo-chronischen Exposition aufgrund des dauerhaften Eintrages ausgegangen wurde. Bei PFAS kann es durch ARA-Abflüsse ebenfalls zu einer pseudo-chronischen Exposition kommen. **Vor diesem Hintergrund empfehlen wir daher für PFAS in der Schweiz keine akuten QK vorzuschlagen, sondern ausschliesslich mit chronischen QK zu arbeiten.** Das OZ steht zusammen mit Partnern aus der EU im Austausch mit der ECHA, die im kommenden Jahr die Zuständigkeit für die EU-WRRL von der Europäischen Kommission übernehmen wird und eine Aktualisierung der technischen Richtlinie der EU zur Herleitung von EQS (TGD 27) plant. Das OZ wird diesen Vorschlag in das Aktualisierungsverfahren einbringen.

6.3.2 Sind die RPFs der EU auch repräsentativ für die direkte Toxizität auf Fische, Krebstiere, Algen und Wasserpflanzen?

Zur Abklärung wurden die im EU-PFAS-EQS-Dossier aufgeführten Daten zur direkten akuten und chronischen Toxizität verwendet (Anhang 1). Akute Effektdaten sind für die Stoffe PFOS, PFOA, PFBA, PFBS, PFHxA und PFPeA vorhanden, chronische Effektdaten für die Stoffe PFOS, PFOS, PFBS und PFHxA (Abbildung 4 a, b). Aus diesen Daten wurden RPF im Vergleich zu PFOA berechnet (Abbildung 4 c, d) analog zur Berechnung von RPF basierend auf Lebertoxizität in Ratten (Bil *et al.* 2022). Zusätzlich wurden die Daten für direkte Effekte mit den von RIVM vorgeschlagenen RBF multipliziert (Abbildung 4 e, g) und aus diesen ebenfalls RPF im Vergleich zu PFOA berechnet (Abbildung 4 f, h). Die Einschränkungen der RPF für Rattenlebertoxizität und RBF für Fische wurden in den Kapiteln 5.3 und 5.4 besprochen. Die RPF basierend auf

¹³ Sims et al. (2025) https://academic.oup.com/etc/article/44/7/1810/8112839?utm_source=chatgpt.com&login=true#524278435



Lebertoxizität in Ratten sind zum Vergleich in blau dargestellt (Abbildung 4 b, d, f, h). RPFs für Fische sind in grau dargestellt.

Die Datenlage ist sehr unterschiedlich für die sechs Substanzen. RPFs konnten nur für einen Teil der Arten bestimmt werden, da häufig nicht dieselben Testorganismen für alle Substanzen verwendet wurden. Deshalb sind in Abbildung 4 b, d, f, h deutlich weniger Datenpunkte dargestellt als in Abbildung 4 a, c, e, g.

Ohne Berücksichtigung der RBF liegen die RPF für Lebertoxizität mindestens eine Größenordnung unter denen für die direkte Toxizität für PFBA, PFBS, PFHxA und PFPeA. Für PFBS ergeben sich zwei sehr niedrige Effektwerte für die Fischspezies *Oryzes melastigma* (0.0001 und 0.00029 µg/L), die aber aufgrund fehlender Daten nicht mit PFOA verglichen werden können. Für PFOS liegt der RPF für Lebertoxizität im unteren Bereich der RPF für direkte Toxizität aber ca. 2 Größenordnungen unter den RPF für direkte Toxizität in Fischen.

Mit Berücksichtigung der RBF verbessert sich die Situation für PFOS, verschlechtert sich aber für alle anderen Substanzen, da sie basierend auf den vorgeschlagenen RBF ein höheres Bioakkumulationspotential haben als PFOS.

Da TFA nachträglich in die Summenanforderung für PFAS aufgenommen wurde, wurde dieselbe Bewertung für TFA durchgeführt und ist in Abbildung 5 dargestellt. Da TFA nicht bioakkumuliert, wurde keine Berechnung mit RBF durchgeführt. Toxizitätsdaten wurden dem OZ EQS Dossier für TFA entnommen (Holmes 2025). Der Vergleich mit PFOA konnte für Algen und Kleinkrebse durchgeführt werden. Die relative Potenz für direkte Toxizität liegt mehrere Größenordnungen über der für Lebertoxizität in Ratten.

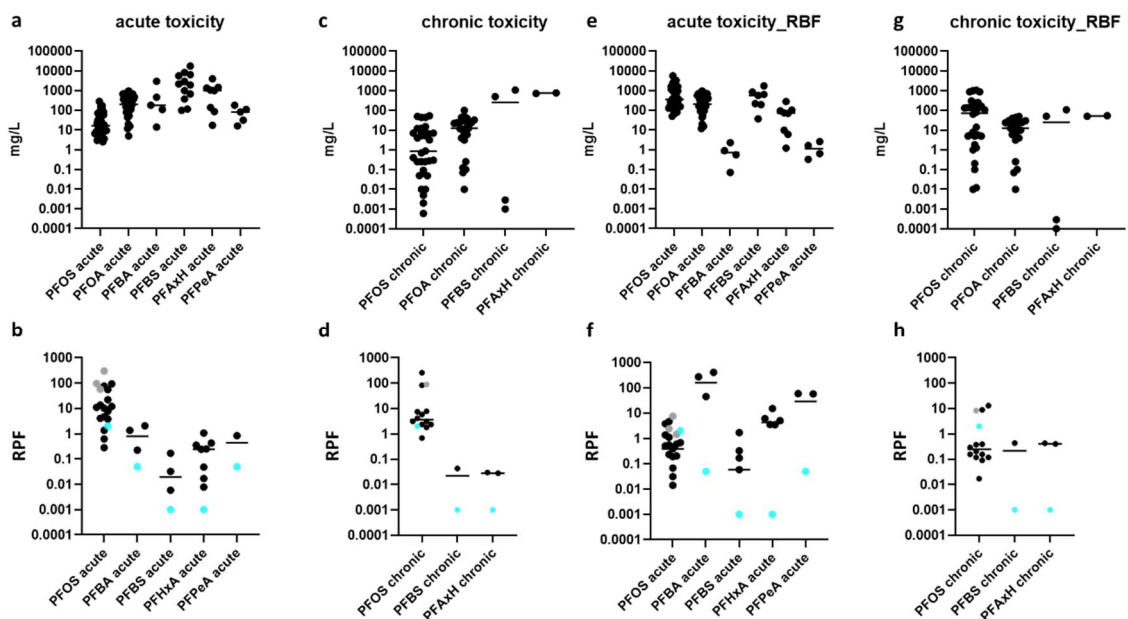


Abbildung 4: Graphische Darstellung der Daten zu direkter Toxizität im EU-Dossier für PFAS.

a) akute Toxizität, b) akute Toxizität relativ zur Toxizität von PFOA, c) chronische Toxizität, d) chronische Toxizität relativ zur Toxizität von PFOA, e) akute Toxizität normalisiert mit der relativen Bioakkumulation nach RIVM 2022, f) akute Toxizität normalisiert mit der relativen Bioakkumulation nach RIVM 2022 relativ zur normalisierten Toxizität von PFOA, g) akute Toxizität normalisiert mit der relativen Bioakkumulation nach RIVM 2022, h) akute Toxizität normalisiert mit der relativen Bioakkumulation nach RIVM 2022 relativ zur normalisierten Toxizität von PFOA. RPF für Fische sind in grau dargestellt. RPF basierend auf Lebertoxizität in Ratten sind zum Vergleich in blau dargestellt

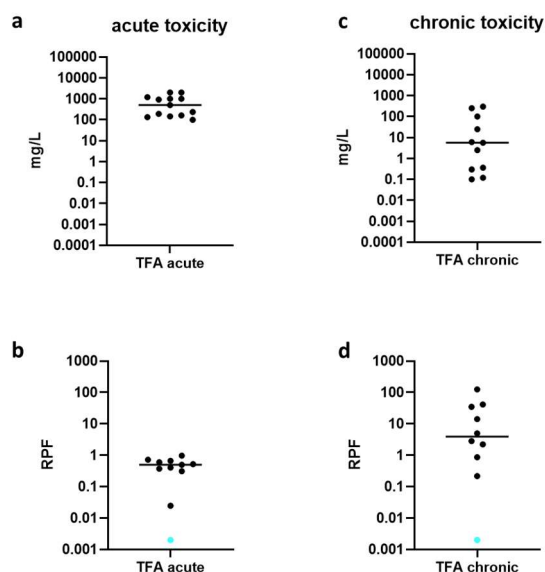


Abbildung 5: Graphische Darstellung der Daten zu direkter Toxizität im OZ-Dossier für TFA.

a) akute und c) chronische Toxizität (mg/L), b) akute und d) chronische Toxizität relativ zur Toxizität von PFOA (RPF). RPF für Fische konnten aufgrund fehlender Daten nicht berechnet werden. RPF basierend auf Lebertoxizität in Ratten sind zum Vergleich in blau dargestellt

Fazit: Wir empfehlen, die RPF für Lebertoxizität zurzeit nur für PFOS zu verwenden, um direkte aquatische Toxizität herzuleiten. Einerseits ist der Datensatz für direkte Toxizität gegenüber Gewässerorganismen nicht aktuell, andererseits zeigen die bisher ausgewerteten Daten, dass PFBA, PFBS, PFHxA, PFPeA und TFA eine höhere direkte Toxizität als Lebertoxizität in Ratten im Vergleich zu PFOA haben. Wir empfehlen ausserdem, die von RIVM vorgeschlagenen RBF zurzeit nicht zu verwenden, wie in Kapitel 5.4 dargestellt.

6.3.3 Kann man eine Summenanforderung für die 24 PFAS herleiten oder muss man substanzspezifische Werte für die einzelnen PFAS herleiten? Für welche PFAS gibt es hier ausreichend Daten?

Eine Summenanforderung für die 24 PFAS basierend auf direkter Toxizität kann aufgrund der ungenügenden Datenlage (Abbildung 4 a, c; 3.3.2)) nicht hergeleitet werden. Die im EU-Dossier als kritisch identifizierten Werte sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 für die Organismengruppen Algen/Makrophyten, Invertebraten und Fische zusammengefasst. Sofern eine Art aus einer anderen Gruppe empfindlicher war, ist diese ebenfalls aufgeführt. Mesokosmos- und Laborstudien sind wie im EU-Dossier zusammen aufgeführt. Studienbewertungen wurden im EU-Dossier in der Regel nicht angegeben, die Bewertungen wurden aus anderen Dossiers übernommen.

**Tabelle 4: Als kritisch identifizierte akute Effektdaten**

Substanz	Gruppe	Spezies	Endpunkt	Effekt	Dauer	Effektwert	Referenz	OZ-Vorbehalt
PFOS	Makroph- ten	<i>Lemna gibba</i>	EC50		7 d	31.1 mg/L	Environ- ment Agency, 2004; Boudreau et al., 2003b in RIVM 2010	
	Inver- tebraten	<i>Neocari- dina den- ticulate</i>	LC50		96 h	9.3 mg/L	Li, 2009 in RIVM 2010	
	Fische	<i>On- corhynch us mykiss</i>	LC50	Mortalität	96 h	2.5 mg/L	Sharpe et al., 2010 (Verläss- lichkeit 2)	
PFOA	Algen	<i>Scene- desmus obliquus</i>	EC50	Wachs- tumshem- mung	96 h	44 mg/L	Hu et al., 2014	
	Inver- tebraten	<i>Chydorus sphaeri- cus</i>		Immobil- sierung	48 h	91.1 mg/L	Le and Peijnen- burg, 2013 in RIVM 2017	
	Fische (marin)	<i>Psetta maxima</i>	LC50	Abnorma- litäten/ Mortalität	144 h	11.9 mg/L	Mhadhbi et al., 2012	
	SSD	22 Arten 10 taxo- nomische Gruppen	-	-	-	27.8 mg/L (13.4- 46.9 mg/L)	JRC 2022 RIVM 2017	
PFBA	Makro- phyten	<i>Lactuca sativa</i>	EC50	Wurzel- wachstum	5 d	891.74 mg/L	Ding et al., 2012a	Gartensa- lat nicht relevant, Algenstu- die ver- wenden
	Inver- tebraten	<i>Brachio- nus caly- ciflorus</i>	LC ₅₀	Mortalität	24 h	110 mg/L ¹⁴	Wang et al., 2014	
	Fische	<i>Danio re- rio</i>	EC50	Mortalität	144 hpf	>2000 mg/L	Ulhaq et al., 2013	
PFBS	Algen	<i>Desmo- desmus subspi- catus</i>	EC50	Wachs- tumsrate	72 h	>115 mg/L	Unna- med, 2003 (In ECHA)	

¹⁴ at the beginning of the test

Substanz	Gruppe	Spezies	Endpunkt	Effekt	Dauer	Effektwert	Referenz	OZ-Vorbehalt
	Invertebraten (marin)	<i>Americamysis bahia</i>	EC50	Immobilität	96 h	372 mg/L		
	Fische	<i>Danio rerio</i>	EC50	Abnormalitäten/ Mortalität	144 hpf	450 mg/L	Ulhaq et al., 2013	
PFHxA	Algen	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50	Wachstumshemmung	72 h	86 mg/L	NICNAS, 2005	
	Invertebraten	<i>Brachionus calyciflorus</i>	LC50	Mortalität	24 h	140 mg/L	Wang et al., 2014	
	Fische	<i>Onchorhynchus mykiss</i>	LC50	Mortalität	96 h	>99.2 mg/L	Hoke et al., 2012	
PFPeA	Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	EC50	Biomasse	72 h	81.7 mg/L	Hoke et al., 2012	
	Invertebraten	<i>Daphnia magna</i>	EC50	Immobilisierung	48 h	>112 mg/L	Hoke et al., 2012	
	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	LC50	Mortalität	96 h	31.8 mg/L	Hoke et al., 2012	

Tabelle 5: Als kritisch identifizierte chronische Effektdaten

Substanz	Gruppe	Spezies	Endpunkt	Effekt	Dauer	Effektwert	Referenz	OZ-Vorbehalt
PFOS	Makrophyten	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	NOEC		42 d	0.092	Hanson et al., 2005 in RIVM, 2010	
	Invertebraten	<i>Chironomus tentans</i>	NOEC	total emergencie		<0.0023 mg/L	MacDonald et al., 2004	
	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC		21 d	0.028 mg/L	Environment Agency, 2008; Ankley et al., 2005 in RIVM, 2010	Subchronische Studie, <i>Danio rerio</i> Studie prüfen
PFOA	Makrophyten	<i>Myriophyllum</i>	EC10	Anzahl Knoten	35 d	7.8 mg/L	(Hanson et al. 2005)	Gartensalat nicht relevant, Algenstudie verwenden



Substanz	Gruppe	Spezies	Endpunkt	Effekt	Dauer	Effektwert	Referenz	OZ-Vorbehalt
		<i>sibiricum</i> ¹⁵						
	Invertebraten	<i>Moina macrocopa</i>	NOEC	Reproduktion	7 d	3.125 mg/L	Ji et al., 2008	Nicht der sensitivste Endpunkt
	Fische	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	male plasma 11-ketotestosterone and testosterone	39 d	0.03 mg/L	OECD, 2006	Nicht relevant auf Populationsebene
PFBS	Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC	Wachstumsrate	72 h	1077 mg/L	NICNAS, 2005	
	Invertebraten	<i>Daphnia magna</i>	NOEC	Reproduktion	21 d	502 mg/L	NICNAS, 2005	
	Fische (marin)	<i>Oryzias melastigma</i>	NOEC	Mortalität/Larven Entwicklung Gewicht Männchen	«life cycle»	0.001 mg/L	Chen et al. 2018a; 2019a	
PFHxA	Invertebraten	<i>Daphnia magna</i>	EC5	Reproduktion	21 d	724 mg/L	Barmentlo et al., 2015	EC5 statt EC10
	Fische	<i>Onchorhynchus mykiss</i>	NOEC	Hatching success	«early life stage»	9.96 mg/L	Burke 2008	

Auf diesen Daten basierende EQS-Vorschläge für direkte Toxizität sind in

¹⁵ Im Text zum AA-EQS für PFOA wird im EU-Dossier ein Wert von 5.7 mg/L für *M. spicatum* aufgeführt, der aber nicht in der Effekdatentabelle vorkommt. Dieser Wert wurde von uns als niedrigster identifiziert.

Tabelle 6 aufgeführt.



Tabelle 6: Existierende EQS-Vorschläge für direkte Toxizität.

Das JRC hat alle EQS als "provisional" bezeichnet. Die Werte stehen aus unserer Sicht unter Vorbehalt einer robusteren Studienbewertung (s. Fazit unten und Tabellen 2 und 3).

Substanz	Typ	Spezies	Endpunkt	Effektwert	EQS	AF	Referenz
PFOS	MAC-EQS	<i>On-corhynchus mykiss</i>	LC50	2.5 mg/L	0.025 mg/L	100	JRC 2022
PFOS	AA-QS _{fw,eco}	<i>Chironomus tentans</i>	LOEC (NOEC ist «<»)	0.0023 mg/L	0.000023 mg/L	100	JRC 2022
PFOA	MAC-EQS	<i>Psetta maxima</i>	LC50	11.9 mg/L	1.2 mg/L	10	JRC 2022 RIVM 2017
PFOA	MAC-EQS _{SSD}	22 Arten 10 taxonomische Gruppen	-	27.8 mg/L (13.4-46.9 mg/L)	2.8 mg/L	10	JRC 2022 RIVM 2017
PFOA	AA-QS _{fw,eco}	<i>Pimephales promelas</i>	EC10	0.3 mg/L	0.03 mg/L	10	JRC 2022 IT 2015
PFBA	MAC-EQS	<i>Brachionus calyciflorus</i>	LC50	110 mg/L	1.1 mg/L	100	JRC 2022 IT 2015
PFBA	AA-QS _{fw,eco}	<i>Brachionus calyciflorus</i>	LC50	110 mg/L	0.11 mg/L	1000	JRC 2022 IT 2015
PFBS	MAC-EQS	<i>Americamysis bahia</i>	EC50	372 mg/L	3.72 mg/L	100	JRC 2022 IT 2015
PFBS	AA-QS _{fw,eco}	<i>Oryzias melastigma</i>	NOEC	0.001 mg/L	0.0001 mg/L	10	JRC 2022
PFHxA	MAC-EQS	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	EC50	86 mg/L	0.86 mg/L	100	JRC 2002 (ENVIRON 2014)
PFHxA	AA-QS _{fw,eco}	<i>On-corhynchus mykiss</i>	NOEC	9.96 mg/L	0.1999 mg/L	50	JRC 2022
PFPeA	MAC-EQS	<i>Pimephales promelas</i>	EC50	31.8 mg/L	3.18 mg/L	10	JRC 2022 IT 2015
PFPeA	AA-QS _{fw,eco}	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	31.8 mg/L	0.0318 mg/L	1000	JRC 2022 IT 2015
TFA	AQK (MAC-EQS)	-	-	-	Kein Wert vorgeschlagen	-	OZ 2025
TFA	CQK (AA-QS _{fw,eco})	<i>Raphidocelis subcapitata</i> (Geometric mean, n=4)	NOEC	0.819 mg/L	0.016 mg/L	20	OZ 2025

Der aktuelle Stand der Literatur wird durch die aufgeführten Daten möglicherweise nicht wiedergegeben. Für das EU-Dossier wurden Daten aus bereits vorhandenen Dossiers übernommen, es wurde keine neue Literatursuche durchgeführt (Stand für PFOS: 2011 [wurde im PFOS-EU-Dossier von 2017 nicht aktualisiert], PFOA: 2017, alle anderen: 2015). Studienbewertungen wurden für das EU-Dossier von RIVM (2017) und Valsecchi *et al.* (2017) übernommen.

Die Streuung der Effektdaten ist hoch, was verdeutlicht, dass Daten zu verschiedenen Spezies einer Organismengruppe notwendig sind, um die Substanzen robust bewerten zu können. Amphibien und Mollusken wurden selten getestet.

Aufgrund der hohen Streuung der akuten Effektdaten konnte der AF in vier von sechs Fällen nicht von 100 auf 10 gesenkt werden. Die kritischen chronische Effektwerte sind bei drei von vier Substanzen mehrere Größenordnungen niedriger als die kritischen akuten Effektwerte (PFOA: Faktor ca. 500, PFOS: Faktor 1000; PFBS: Faktor 372'000). Ein AF von 1000 für die Extrapolation von akuten zu chronischen EQS scheint daher nicht unangemessen protektiv.

Beim Vergleich der vorhandenen chronischen Effektwerte wird deutlich, dass z.B. die Mehrgenerationenstudie mit *D. rerio* und die Studie mit *C. tentans* für PFOS sehr niedrige Effektwerte ergeben haben. Diese Erkenntnis erhöht die Unsicherheit für die EQS für die anderen Substanzen, da diese Effekte nicht untersucht wurden.

Wir haben einige Vorbehalte gegenüber den verwendeten Studien. Beispielsweise wurde für PFOA der deterministische AA-EQS basierend auf dem Effekt «male plasma 11-ketotes-tosterone and testosterone» vorgeschlagen. Für alle anderen Substanzen wurde dieser Effekt nicht gemessen. Bei endokrin aktiven Substanzen ist dieser Effekt relevant auf Populationsebene. (EFSA *et al.* 2020) war zu dem Schluss gekommen, dass zurzeit nicht ausreichend Informationen vorliegen, um für einzelne PFAS abzuleiten, dass diese endokrin aktiv sind. Wir würden daher empfehlen, stattdessen den NOEC von 0.07 mg/L (Rotifer *Brachionus calyciflorus*) zu verwenden (Zhang *et al.*, 2014 in RIVM (2017)). Unter Berücksichtigung eines AF 10 ergäbe sich ein AA-EQS von 0.007 mg/L.

Die direkte aquatische Toxizität von TFA wurde im PFAS-EU-Dossier nicht berücksichtigt aber in einen alternativen Vorschlag für die Definition von «PFAS total» vom JRC aufgenommen. Wie in Kapitel 2 erwähnt, hat das SCHEER der Europäischen Kommission diesen Vorschlag zwar abgelehnt, dafür aber eine Erweiterung der Stoffliste für den AA-EQS von 4.4 ng/L unter anderem mit TFA vorgeschlagen. Diese Empfehlung wurde in die aktualisierte WRRL aufgenommen. Da TFA ein Abbauprodukt verschiedener PFAS ist, die in Pflanzenschutzmitteln eingesetzt werden, sind einige Daten zur direkten Toxizität bekannt, weitere sind im REACH-Dossier verfügbar und es gibt einige wenige wissenschaftliche Studien zur aquatischen Toxizität. Das Oekotoxzentrum hat eine vollständige Datenrecherche durchgeführt und ein EQS-Dossier für TFA erstellt. Der hergeleitete AA-EQS/CQK beträgt 16 µg/L (Tabelle 7). Ein EQS für akute Toxizität (MAC-EQS) wurde aufgrund der Persistenz des Stoffes nicht vorgeschlagen.

Fazit: Für die Bestimmung von EQS für die direkte Toxizität sollte zunächst die aktuelle Literatur gesichtet und bewertet werden. Ob gewässerrelevante und robuste RPF für alle 24 PFAS hergeleitet werden können, ist fraglich. Ausreichend chronische Daten zur Herleitung robuster chronischer Qualitätskriterien gibt es aufgrund des vorliegenden Datensatzes nur für PFOA, PFOS, PFHxA und PFBS. Für TFA wurde ein EQS für direkte Toxizität aufgrund des zu erwartenden Konzentrationsanstiegs in den Gewässern hergeleitet.

6.3.4 Was wäre basierend auf den verfügbaren Daten und dem verfügbaren Wissen ein geeigneter Immissionswert?

Abbildung 5 vergleicht die Risikoquotienten (RQ) aus der Beurteilung für die Summe der PFAS für alle verfügbaren Anforderungswerte. Der CQK für PFOS zum Schutz vor sekundärer Intoxikation aus dem Jahr 2011 sowie der neue Vorschlag der EU-WRRL für die Wasserphase von 2022 (mit und ohne TFA) weisen ähnliche Risikoniveaus auf wie jene, die für die sekundäre Intoxikation anhand von Ganzfischuntersuchungen ermittelt wurden. Das Risiko einer sekundären Intoxikation ist dabei höher einzuschätzen als das Risiko einer direkten Toxizität für



Gewässerorganismen. Der in der EU-Trinkwasserrichtlinie festgelegte Wert unterschätzt sowohl das Risiko einer sekundären Intoxikation als auch das Risiko der direkten Toxizität für aquatische Organismen. Basierend auf dieser Auswertung raten wir davon ab den Anforderungswert von 100 ng/L aus der EU-Trinkwasserrichtlinie als Immissionswert zum Schutz der Gewässerorganismen festzulegen. Ebenso kann eine Ableitung von Immissionswerten ausschließlich auf Basis der direkten Toxizität gegenüber Gewässerorganismen nicht empfohlen werden. Zum einen liegen nur für einen geringen Teil der PFAS ausreichend ökotoxikologische Daten vor, um chronische Qualitätskriterien (CQK) abzuleiten. Zum anderen ist davon auszugehen, dass für die Summe der PFAS das Risiko einer sekundären Intoxikation fischfressender Vögel und Säuger höher ist als das Risiko einer direkten Toxizität für Wasserorganismen. Die Gesamtrisiken würden daher in jedem Fall unterschätzt.

Basierend auf unseren Auswertungen würden wir vorschlagen, die im Jahr 2022 unter der EU-WRRL vorgeschlagene Anforderung für Wasser von 4.4 ng/L PFOA-Äquivalente für die Summe von 24 PFAS mit der später eingefügten Ergänzung um TFA (25 PFAS) als Immissionswert zu verwenden für Standorte, an denen PFOS das Risiko dominiert. Dies ist nach unseren Auswertungen für die überwiegende Mehrheit der untersuchten Schweizer Gewässer der Fall. Dieser Immissionswert scheint zudem hinreichend protektiv für alle Schutzgüter zu sein. Die Datenlage zu direkten Auswirkungen auf aquatische Tiere und Pflanzen und zur Bioakkumulation ist noch unzureichend, um eine wissenschaftlich robuste Empfehlung für einen Immissionswert für Standorte zu geben, an denen andere Stoffe das Risiko dominieren (z.B. PFNA). Wenn mehr Daten zur direkten Toxizität für Gewässerorganismen vorhanden sind, sollten noch weitere *ad hoc* CQK hergeleitet werden und die Empfehlung noch einmal überprüft werden.

Für PFOS dominierte Standorte erscheint es auch möglich, den CQK für PFOS (2 ng/L) als Immissionswert festzulegen.

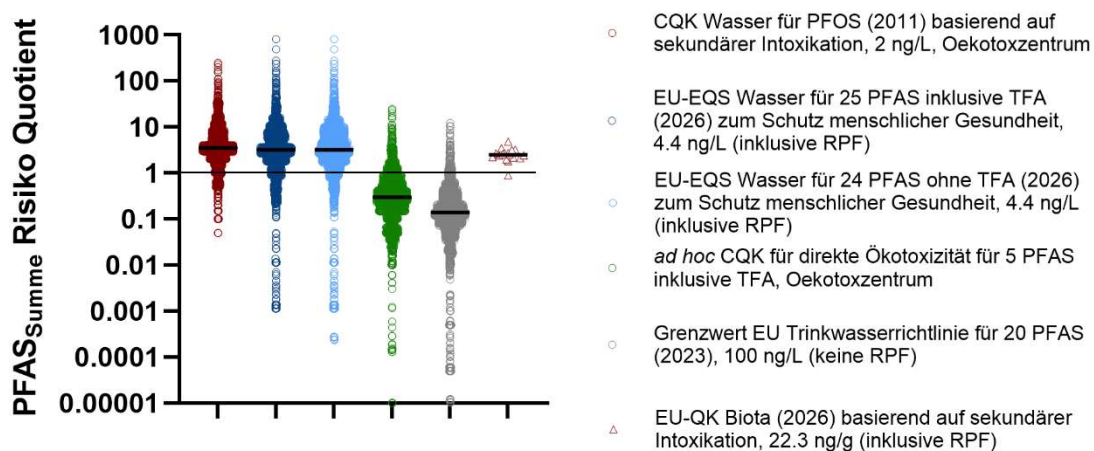


Abbildung 5: Vergleich der Risiken bezogen auf die verfügbaren Anforderungswerte zur Beurteilung von PFAS in Gewässern.

Der CQK für PFOS aus dem Jahr 2011 stammt aus dem EU-Dossier für die derzeit noch gültigen EQS für PFOS unter der EU-WRRL. EU-EQS und EU-QK Biota sind die Werte aus dem Vorschlag zur Änderung der EU-WRRL vom Oktober 2022 (für Wasser auch mit der späteren Ergänzung um TFA, angenommen in 2026). Für die Summe der RQ basierend auf den *ad hoc* CQK wurden die *ad hoc* CQK aus Tabelle 2 verwendet. Die zugrundeliegenden Messwerte in Oberflächengewässern wurden vom BAFU zur Verfügung gestellt. Die Daten zu Rückständen in ganzen Fischen aus Schweizer Seen zum Vergleich mit dem EU-QK Biota stammen aus Valsecchi et al. (2020).

Tabelle 7 **Error! Reference source not found.** fasst die Erkenntnisse für alle PFAS zusammen, die wir in diesem Bericht (teilweise) beurteilen konnten. PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA und PFHxS konnten nur mit dem Risiko für sekundäre Intoxikation verglichen werden, da nicht genügend Daten vorlagen, um *ad hoc* CQK für die direkte Toxizität herzuleiten. Man sollte für diese PFAS noch dringend nach weiteren Effektdaten suchen, um CQK herleiten zu können (auch für PFHpS und PFDS), vor allem da sie gemäss der relativen Potenzfaktoren (RPF) toxischer als die Referenzsubstanz PFOA sind. PFHxA und PFBS wurden nicht in der Studie von Valsecchi *et al.* (2020) in Fischen nachgewiesen. Daher kann für diese beiden Substanzen das Risiko für sekundäre Intoxikation nicht beurteilt werden. Für TFA ist das Risiko für sekundäre Intoxikation nicht relevant.

Tabelle 7: Überblick Erkenntnisse für alle (teilweise) beurteilten PFAS.

Pfeile nach oben zeigen eine Überschätzung des für die jeweilige Substanz hergeleiteten Risikos, Pfeile nach unten eine Unterschätzung. In grau unterlegten Feldern konnte nur das Risiko für sekundäre Intoxikation oder nur das Risiko für direkte Toxizität für Wasserorganismen beurteilt werden.

Substanz	EU AA-EQS (4.4 ng/L) – 16 PFAS mit Risikoquotienten	EU-Trinkwasserrichtlinie (100 ng/L) – 16 PFAS mit Risikoquotienten	PFOS sekundäre Intoxikation umgerechnet in die Wasserphase aus noch geltender EQS-Richtlinie? (2 ng/L)
Summe PFAS	≈	↓	(≈)
PFOA	↑	↓	
PFNA	↑	=	
PFDA	=	↓	
PFUnDA	↑	=	
PFDoDA	↑	=	
PFTrDA	↑	=	
PFHA	↑	↑	
PFBS	↓	↓	
PFHxS	↑	=	
TFA	↑	↓ (TFA nicht in der Summe für 20 PFAS enthalten)	
PFOS	=	↓	=

Fazit: Aufgrund der verfügbaren Daten schlagen wir vor, die im Jahr 2022 unter der EU-WRRL vorgeschlagene Anforderung für Wasser von 4.4 ng/L PFOA-Äquivalente für die Summe von 24



PFAS mit der späteren Ergänzung um TFA (25 PFAS) als Immissionswert zum Schutz der Organismen in Oberflächengewässern zu verwenden für Standorte, an denen PFOS das Risiko dominiert. Dies ist nach unseren Auswertungen für die überwiegende Mehrheit der untersuchten Schweizer Gewässer der Fall. Dieser Immissionswert scheint zudem hinreichend protektiv für alle Schutzgüter zu sein. Die Datenlage zu direkten Auswirkungen auf aquatische Tiere und Pflanzen und zur Bioakkumulation ist noch unzureichend, um eine wissenschaftlich robuste Empfehlung für einen Immissionswert für Standorte zu geben, an denen andere Stoffe das Risiko dominieren (z.B. PFNA). Die Anforderung aus der EU Trinkwasserrichtlinie schützt weder die Wasserorganismen vor direkter Ökotoxizität noch fischfressende Vögel und Säuger vor sekundärer Intoxikation.

6.4 Aufnahme von TFA in die PFAS-Summenanforderung

Trifluoressigsäure (TFA) ist ein sehr persistenter und sehr mobiler Stoff (vPvM), wird industriell eingesetzt und ist das Abbauprodukt bestimmter Gruppen von PFAS. Es gibt bisher keine Hinweise auf Abbaupfade von TFA in der Umwelt. Die Verbreitung ist ubiquitär und steigend. Das SCHEER der Europäischen Kommission hatte empfohlen, TFA in die PFAS-Summenanforderung, die für die WRRL vorgeschlagen wurde, aufzunehmen. Dieser Empfehlung wurde in der aktualisierten WRRL gefolgt:

«Considering the toxicity of TFA, its persistence and prevalence in the environment, and its many sources, including the use of PFAS pesticides and fluorine-containing refrigerant gases, it is extremely important to address it in both surface water and groundwater. For surface water, TFA is therefore to be included in a sum of 25 PFAS with an EQS in Annex I to Directive 2008/105/EC. At the next review, the Commission should consider establishing an environmental quality standard for TFA separately in Annex I to Directive 2008/105/EC. For groundwater, the Commission should also consider establishing a quality standard for TFA separately, or as a part of a sum, in Annex I to Directive 2006/118/EC, taking into account the most recent scientific knowledge on TFA, including work carried out by ECHA, EFSA and the World Health Organisation (WHO). Future amendments of Directive (EU) 2020/2184 should also be taken into account.» (EC 2025)

Von Deutschland wurde im Rahmen einer Konsultation zur Harmonisierten Einstufung und Kennzeichnung ein Dossier für TFA erstellt¹⁶. Eine Klassifizierung als «reproduktionstoxisch Kategorie 1B» wurde vorgeschlagen¹⁷. Die EC empfiehlt aufgrund dessen einen separaten EQS für Grundwasser herzuleiten (siehe Zitat oben). Falls dieser Klassifizierungsvorschlag übernommen wird, müssten für TFA Grenzwerte für relevante Expositionswege zum Schutz menschlicher Gesundheit festgelegt werden. Aufgrund der Stoffeigenschaften von TFA wären das vor allem Trinkwasser, eventuell Inhalation. Ein Trinkwassergrenzwert müsste zur Herleitung eines EQS für den Schutz menschlicher Gesundheit nach der TGD27 verwendet werden.

Zugleich hat TFA eine sehr geringe Lebertoxizität in Ratten im Vergleich zur Referenzsubstanz PFOA (RPF 0.002), über die Immuntoxizität ist bisher nichts bekannt. Ob eine Aufnahme von TFA in die PFAS-Summenanforderung den Schutz menschlicher Gesundheit gewährleistet, können wir daher nicht bewerten. Für TFA ist ein CQK basierend auf der direkten Toxizität wichtig, da es sich nicht in Fischen anreichert und damit kein *ad hoc* CQK für sekundäre Intoxikation berechnet werden kann (s. Kapitel 6.2). Das OZ hat inzwischen einen CQK von 16 µg/L für die direkte chronische Toxizität gegenüber Gewässerorganismen hergeleitet (Holmes 2025). Aus der

¹⁶ <https://echa.europa.eu/de/harmonised-classification-and-labelling-consultation/-/substance-rev/80001/term>

¹⁷ https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/2021_hg_chemiekalibereintrag_bf_v2.pdf

Summenanforderung von 4.4 ng/L ergibt sich für TFA mit einem RPF von 0.002 ein EQS von 2.2 µg/L, der also geringer ist als der für direkte Toxizität vorgeschlagene CQK. Eine Aufnahme von TFA in die PFAS-Summenanforderung ist für Gewässerorganismen nach aktueller Kenntnis daher protektiv. Wenn für einzelne PFAS EQS hergeleitet werden, sollte TFA zusätzlich als mögliches Abbauprodukt berücksichtigt werden.

Die neu für die WRRL vorgeschlagene Ergänzung der 24 PFAS um TFA (25 PFAS) führt nur zu geringfügigen Änderungen in den Risiken.

6.5 Definition «PFAS total»

Das JRC der Europäischen Kommission wurde beauftragt, Vorschläge für eine Definition von «PFAS total» für einen EQS zu machen, an denen auch das Oekotoxzentrum beratend beteiligt war (JRC 2024). SCHEER hat das vorgelegte Dossier kommentiert und kommt zu folgenden Schlussfolgerungen (SCHEER 2025):

- Die Verwendung von gesamtorganischem Fluor als Mittel zur Festlegung eines EQS für „PFAS total“ ist mit der rechtlichen Definition eines EQS unvereinbar.
- Die verfügbaren Analysemethoden zur Bestimmung des gesamten organischen Fluors können je nach den Bedingungen sowohl zu einer Überschätzung als auch zu einer Unterschätzung der tatsächlichen PFAS-Konzentrationen führen. Darüber hinaus ist die Empfindlichkeit der verfügbaren Analysemethoden für den gesamten organischen Fluorgehalt unzureichend, um relevante Konzentrationen im Bereich von 1–100 ng/l zu bestimmen.
- Die Verankerung eines EQS an einem Schwellenwert von 500 ng/l, wie für „PFAS total“ in der EU Trinkwasserrichtlinie vorgesehen, steht im Widerspruch zum Grundsatz der Festlegung von EQS auf der Grundlage der robustesten ökologischen und toxikologischen Erkenntnisse.
- Die EU Trinkwasserrichtlinie enthält keine Definition von PFAS. Da in der Literatur verschiedene Definitionen für PFAS verfügbar sind, ist unklar, welche PFAS-Definition verwendet wird und ob diese mit der Definition im Entwurf des EQS-Dossiers zu «PFAS total» kompatibel ist.
- Angesichts der Vielzahl unterschiedlicher PFAS mit qualitativ und quantitativ unterschiedlichen (öko-)toxikologischen Profilen, die in einem bestimmten Oberflächengewässer gemeinsam vorkommen können, könnte die Verankerung eines EQS an der Gesamtfluorkonzentration in einem Gewässer entweder zu einem übermäßigen oder zu einem unzureichenden Schutz führen.

Anstelle der Einführung einer Definition für «PFAS total» empfahl SCHEER, den auf RPF basierenden Ansatz zur Definition eines EQS von derzeit 24 auf die 100 PFAS auszuweiten, die zuverlässig bestimmt werden können – einschliesslich TFA. Die aktualisierte WRRL definiert eine Summenanforderung für 25 PFAS (ursprünglich 24 Stoffe, erweitert durch TFA) aber keine Anforderung für «PFAS total».

Einschätzung Oekotoxzentrum:

Die Bemühung, eine Definition von «PFAS total» zu finden, sollte nicht aufgegeben werden, da es aus praktischen Gründen nicht möglich ist, den RPF-basierten Ansatz auf alle PFAS auszuweiten, die letztendlich analysiert werden können. Eine Ausweitung des RPF-basierten Ansatzes von derzeit 24 auf 100 Stoffe würde aufgrund fehlender Toxizitätsdaten wahrscheinlich umfangreiche Extrapolationen erfordern. Die Aufnahme von TFA (RPF von 0.002) wird sich aufgrund der



Titel optional

gemessenen Konzentrationen in Oberflächengewässern am stärksten auf die aktuellen Risikobewertungen auswirken.

7 Schlussfolgerungen

Die aktualisierte WRRL legt für PFAS einen EQS von 4.4 ng/L in Wasser bzw. 0.077 µg/kg Nassgewicht in Fischen fest. Zur Überprüfung der Einhaltung ist also ein Wasser- bzw. ein Fischmonitoring erforderlich. Die Anwendbarkeit des Wertes für Nassgewicht von Fischen für Schweizer Gewässer wurde in diesem Bericht nicht geprüft. Falls ein solcher Wert in Zukunft implementiert werden sollte, raten wir von einem flächendeckenden Monitoring von Fischen ab, damit die Fischpopulationen nicht zusätzlich geschädigt werden. Wir würden stattdessen ein Trendmonitoring in Fischen in repräsentativen Fischereigewässern empfehlen. Eine Umrechnung der Konzentration in Fischen auf Wasserkonzentrationen mittels relativer Bioakkumulationsfaktoren (RBF; RIVM 2022) ist unseres Erachtens derzeit mit erheblichen Unsicherheiten verbunden, da die zugrunde liegenden Daten teilweise extrapoliert wurden. Ein Wassermonitoring zur indirekten Überprüfung der Konzentration in Fischen wird daher aktuell nicht empfohlen. Zur Bestimmung entsprechender RBF sollte die Literatur zur Bioakkumulation vollständig bewertet und alle relevanten Daten sowie die Konzentrationsabhängigkeit der Bioakkumulation einbezogen werden. Die laufende internationale Forschung hierzu sollte beobachtet werden.

Zur Einordnung der verschiedenen Bewertungsansätze wurden Messwerte aus Schweizer Oberflächengewässern ausgewertet. Es fällt auf, dass in den Seen nur 7 der 32 gemessenen Stoffe oberhalb der Quantifizierungsgrenze liegen. Von den 11 Stoffen, die von Valsecchi *et al.* (2020) in Fischen aus Schweizer Seen nachgewiesen wurden, waren 6 nicht in den aktuellen Wasserproben aus Seen nachweisbar. Unter dem Vorbehalt, dass nicht dieselben Seen untersucht wurden, ist es möglich, dass in solchen Fällen ein Biotamonitoring notwendig ist und die LOQ überprüft werden müssten. Im Gesamtdatensatz von allen beprobten Oberflächengewässern wurden aber bis auf PFTeDA alle von Valsecchi *et al.* (2021) in Fischen nachgewiesenen PFAS auch in der Wasserphase nachgewiesen.

Die für die EU-WRRL vorgeschlagenen AA-EQS für die Wasserphase schützen nach unserer aktuellen Einschätzung auch die Gewässerorganismen sowie fischfressende Vögel und Säuger vor sekundärer Intoxikation. Für eine robustere Aussage müsste der Datensatz zur direkten Toxizität noch einmal überarbeitet werden.

Für die Risikobewertung von Wildtieren aufgrund von sekundärer Intoxikation ist eine Zweiwochenmischprobe nach aktueller Kenntnis angemessen. In den bisher publizierten Studien erfolgt die Aufnahme aus der Wasserphase in Fische bei gleichbleibenden Konzentrationen innerhalb weniger Tage und erreicht dann ein Plateau. Weiterhin traten innerhalb dieser Zeit auch Effekte in der zugrundeliegenden kritischen Studie für die Referenzsubstanz PFOA auf.

CQK basierend auf der direkten Toxizität für Wasserorganismen können aufgrund der vorliegenden Daten nur für wenige PFAS hergeleitet werden. Für die meisten PFAS fehlen die notwendigen Daten. Auch die Herleitung von CQK durch eine Extrapolation basierend auf einer Referenzsubstanz mittels RPF ist nicht möglich. Einerseits ist der Datensatz für direkte Toxizität nicht aktuell, andererseits zeigen die bisher ausgewerteten Daten, dass zumindest PFBA, PFBS, PFHxA and PFPeA eine höhere direkte Toxizität als Lebertoxizität in Ratten im Vergleich zu PFOA haben.

Für die Bestimmung von EQS für die direkte Toxizität sollte zunächst die aktuelle Literatur gesichtet und bewertet werden. Ob gewässerrelevante und robuste RPF für alle 25 PFAS hergeleitet werden können, ist fraglich. Ausreichend chronische Daten zur Herleitung robuster chronischer Qualitätskriterien gibt es aufgrund des vorliegenden Datensatzes nur für PFOA, PFOS, PFHxA, PFBS und TFA. Für TFA wurde ein EQS von 16 µg/L für direkte Toxizität aufgrund des zu erwartenden Konzentrationsanstiegs in den Gewässern vom OZ hergeleitet.

Der EU EQS von 4.4 ng/L für Gewässer für ursprünglich 24 PFAS wurde um den RPF von 0.002 für TFA ergänzt. Dadurch ergibt sich ein TFA EQS von 2.2 µg/L (4.4 ng/L x 0.002) basierend auf



dem Schutz der menschlichen Gesundheit bei direkter Verwendung des Oberflächenwassers als Trinkwasser. Eine Aufnahme von TFA in die PFAS-Summenanforderung, wie sie für die WRRL vorgeschlagen wurde, wäre für Gewässerorganismen nach aktueller Kenntnis also protektiv. Aus Sicht des Schutzes der menschlichen Gesundheit macht TFA basierend auf den ausgewerteten Messwerten im Median bereits 50 % des Risikos aus. Der Vergleich des hergeleiteten AA-EQS/CQK mit aktuellen Messwerten zeigt, dass der Maximalwert in derselben Grössenordnung liegt wie der CQK.

Aufgrund der verfügbaren Daten schlagen wir vor, die für die EU-WRRL Aktualisierung vorgeschlagene Anforderung für Wasser von 4.4 ng/L PFOA-Äquivalente für die Summe von 25 PFAS als Immissionswert zu verwenden für Standorte, an denen PFOS das Risiko dominiert. Dies ist nach unseren Auswertungen für die überwiegende Mehrheit der untersuchten Schweizer Gewässer der Fall. Dieser Immissionswert scheint zudem hinreichend protektiv für alle Schutzgüter zu sein. Die Datenlage zu direkten Auswirkungen auf aquatische Tiere und Pflanzen und zur Bioakkumulation ist noch unzureichend, um eine wissenschaftlich robuste Empfehlung für einen Immissionswert für Standorte zu geben, an denen andere Stoffe das Risiko dominieren (z.B. PFNA). Die Anforderung von 100 ng/L aus der EU-Trinkwasserrichtlinie schützt weder die Wasserorganismen vor direkter Ökotoxizität noch fischfressende Vögel und Säuger vor sekundärer Intoxikation. Daher raten wir davon ab den Anforderungswert aus der EU-Trinkwasserrichtlinie als Immissionswert zum Schutz der Gewässerorganismen festzulegen.

8 Referenzen

- Abraham, K., Mielke, H., Fromme, H., Völkel, W., Menzel, J., Peiser, M., Zepp, F., Willich, S.N. and Weikert, C. (2020) Internal exposure to perfluoroalkyl substances (PFASs) and biological markers in 101 healthy 1-year-old children: associations between levels of perfluorooctanoic acid (PFOA) and vaccine response. *Archives of Toxicology* 94(6), 2131–2147.
- Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., Verbruggen, E. and Bokkers, B. (2021) Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40(3), 859–870.
- Bil, W., Zeilmaker, M.J. and Bokkers, B.G.H. (2022) Internal Relative Potency Factors for the Risk Assessment of Mixtures of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Human Biomonitoring. *Environmental Health Perspectives* 130(7), 077005.
- Bil, W., Ehrlich, V., Chen, G., Vandebriel, R., Zeilmaker, M., Luijten, M., Uhl, M., Marx-Stoelting, P., Halldorsson, T.I. and Bokkers, B. (2023) Internal relative potency factors based on immunotoxicity for the risk assessment of mixtures of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in human biomonitoring. *Environ Int* 171, 107727.
- Burkhard, L.P. (2021) Evaluation of Published Bioconcentration Factor (BCF) and Bioaccumulation Factor (BAF) Data for Per- and Polyfluoroalkyl Substances Across Aquatic Species. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40(6), 1530–1543.
- EC (2025) Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy - Analysis of the final compromise text with a view to agreement. Interinstitutional File: 2022/0344 (COD) <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-13706-2025-INIT/en/pdf>.
- EFSA, Schrenk, D., Bignami, M., Bodin, L., Chipman, J.K., del Mazo, J., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Hoogenboom, L., Leblanc, J.-C., Nebbia, C.S., Nielsen, E., Ntzani, E., Petersen, A., Sand, S., Vleminckx, C., Wallace, H., Barregård, L., Ceccatelli, S., Cravedi, J.-P., Halldorsson, T.I., Haug, L.S., Johansson, N., Knutsen, H.K., Rose, M., Roudot, A.-C., Van Loveren, H., Vollmer, G., Mackay, K., Riolo, F. and Schwerdtle, T. (2020) Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 18(9), e06223.
- ENVIRON (2014) Assessment of POP Criteria for Specific Short-Chain perfluorinated Alkyl Substances. Report prepared for FluoroCouncil, Washington, DC. Project Number: 0134304A. ENVIRON International Corporation, Arlington, Virginia, January 2014.
- Fang, S., Chen, X., Zhao, S., Zhang, Y., Jiang, W., Yang, L. and Zhu, L. (2014) Trophic Magnification and Isomer Fractionation of Perfluoroalkyl Substances in the Food Web of Taihu Lake, China. *Environmental Science & Technology* 48(4), 2173–2182.
- Grandjean, P., Andersen, E.W., Budtz-Jørgensen, E., Nielsen, F., Mølbak, K., Weihe, P. and Heilmann, C. (2012) Serum Vaccine Antibody Concentrations in Children Exposed to Perfluorinated Compounds. *JAMA* 307(4), 391–397.
- Grandjean, P., Heilmann, C., Weihe, P., Nielsen, F., Mogensen, U.B. and Budtz-Jørgensen, E. (2017a) Serum Vaccine Antibody Concentrations in Adolescents Exposed to Perfluorinated Compounds. *Environmental Health Perspectives* 125(7), 077018.
- Grandjean, P., Heilmann, C., Weihe, P., Nielsen, F., Mogensen, U.B., Timmermann, A. and Budtz-Jørgensen, E. (2017b) Estimated exposures to perfluorinated compounds in infancy predict attenuated vaccine antibody concentrations at age 5-years. *Journal of Immunotoxicology* 14(1), 188–195.
- Granum, B., Haug, L.S., Namork, E., Stølevik, S.B., Thomsen, C., Aaberge, I.S., van Loveren, H., Løvik, M. and Nygaard, U.C. (2013) Pre-natal exposure to perfluoroalkyl substances may be associated with altered vaccine antibody levels and immune-related health outcomes in early childhood. *J Immunotoxicol* 10(4), 373–379.



- Hanson, M.L., Small, J., Sibley, P.K., Boudreau, T.M., Brain, R.A., Mabury, S.A. and Solomon, K.R. (2005) Microcosm evaluation of the fate, toxicity, and risk to aquatic macrophytes from perfluorooctanoic acid (PFOA). *Arch Environ Contam Toxicol* 49(3), 307–316.
- Holmes, B. (2025) EQS-Proposal by the Ecotox Centre for: 2,2,2- trifluoroacetic acid, "TFA". Dübendorf (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 29 pp.
- Houde, M., Bujas, T.A., Small, J., Wells, R.S., Fair, P.A., Bossart, G.D., Solomon, K.R. and Muir, D.C. (2006) Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ Sci Technol* 40(13), 4138–4144.
- JRC (2022) PER- AND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES (PFAS). Final EQS Dossier after SCHEER final opinion.
https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/8b25bd1e-8b3c-47ce-93a8-638bf4b2b724?p=1&n=10&sort=modified_DESC.
- JRC (2024) PER- AND POLYFLUOROALKYL SUBSTANCES: PFAS TOTAL. Draft Dossier.
https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/c7726e45-1bb1-4226-be6b-dde52db5fa95?p=1&n=10&sort=modified_DESC.
- Kielsen, K., Shamim, Z., Ryder, L.P., Nielsen, F., Grandjean, P., Budtz-Jørgensen, E. and Heilmann, C. (2016) Antibody response to booster vaccination with tetanus and diphtheria in adults exposed to perfluorinated alkylates. *Journal of Immunotoxicology* 13(2), 270–273.
- Loi, E.I.H., Yeung, L.W.Y., Taniyasu, S., Lam, P.K.S., Kannan, K. and Yamashita, N. (2011) Trophic Magnification of Poly- and Perfluorinated Compounds in a Subtropical Food Web. *Environmental Science & Technology* 45(13), 5506–5513.
- Looker, C., Luster, M.I., Calafat, A.M., Johnson, V.J., Burleson, G.R., Burleson, F.G. and Fletcher, T. (2013) Influenza Vaccine Response in Adults Exposed to Perfluorooctanoate and Perfluorooctanesulfonate. *Toxicological Sciences* 138(1), 76–88.
- RIVM (2017) Water quality standards for PFOA- A proposal in accordance with the methodology of the Water Framework Directive RIVM Letter report 2017-0044 E.M.J. Verbruggen | P.N.H. Wassenaar | C.E. Smit.
- RIVM (2021) Memorandum on the implementation of the EFSA sum TWI of PFASs RIVM – Final 7 April 2021.
- RIVM (2022) Risk limits for PFAS in surface water Translating EFSA's health-based limit to concentrations in water RIVM letter report 2022-0074 C.E. Smit | E.M.J. Verbruggen.
- RIVM (2023) Bijlage bij RIVM-brief aan ILT: Indicatieve drinkwaterrichtwaarde trifluorazijnzuur (TFA): Bijlage 4. Afleiding relatieve potentie factor (RPF) van TFA [Annex to RIVM letter to ILT: Indicative drinking water guideline value for trifluoroacetic acid (TFA). Appendix 4. Derivation relative potency factor (RPF) from TFA]. Available here: <https://www.rivm.nl/documenten/bijlage-bij-rivm-brief-aan-ilt-indicatieve-drinkwaterrichtwaarde-trifluorazijnzuur-tfa>.
- SCHEER (2025) Scientific Opinion on "DRAFT ENVIRONMENTAL QUALITY STANDARD FOR PFAS TOTAL UNDER THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE" PFAS https://health.ec.europa.eu/document/download/7f645d23-3d53-47fc-bf76-4067039a8468_en?filename=scheer_o_065.pdf.
- Stein, C.R., Ge, Y., Wolff, M.S., Ye, X., Calafat, A.M., Kraus, T. and Moran, T.M. (2016a) Perfluoroalkyl substance serum concentrations and immune response to FluMist vaccination among healthy adults. *Environmental Research* 149, 171–178.
- Stein, C.R., McGovern, K.J., Pajak, A.M., Maglione, P.J. and Wolff, M.S. (2016b) Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances and indicators of immune function in children aged 12–19 y: National Health and Nutrition Examination Survey. *Pediatric Research* 79(2), 348–357.
- UBA (2021) Chemikalieneintrag in Gewässer vermindern – Trifluoracetat (TFA) als persistente und mobile Substanz mit vielen Quellen. ISSN 2363-829X.
https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/11850/publikationen/2021_hg_chemiekalieneintrag_bf_v2.pdf.
- UK COT (2022) Committee on Toxicity of Chemicals in Food, Consumer Products and the Environment: Statement on the EFSA Opinion on the risks to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food.

- Valsecchi, S., Conti, D., Crebelli, R., Polesello, S., Rusconi, M., Mazzoni, M., Preziosi, E., Carere, M., Lucentini, L., Ferretti, E., Balzamo, S., Simeone, M.G. and Aste, F. (2017) Deriving environmental quality standards for perfluorooctanoic acid (PFOA) and related short chain perfluorinated alkyl acids. *Journal of Hazardous Materials* 323, 84–98.
- Valsecchi, S., Babut, M., Mazzoni, M., Pascariello, S., Ferrario, C., De Felice, B., Bettinetti, R., Veyrand, B., Marchand, P. and Polesello, S. (2020) Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Fish from European Lakes: Current Contamination Status, Sources, and Perspectives for Monitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry* 40(3), 658–676.
- Xu, J., Guo, C.-S., Zhang, Y. and Meng, W. (2014) Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in a eutrophic freshwater food web. *Environmental Pollution* 184, 254–261.



9 Glossar

AA-EQS	Annual average EQS
AF	Assessment factor
BAF	Bioakkumulationsfaktor
BCF	Biokonzentrationsfaktor
BMDL10	Benchmark dose, 10 % confidence interval
CONTAM	Contamination in the Food Chain Panel (EFSA)
EC50, EC10	Effect concentration at which 50% or 10% of the full effect occur
EFSA	European Food Safety Authority
EQS	Environmental Quality Standard
EU	Europäische Union
EU-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union
GSchV	Gewässerschutzverordnung
JRC	Joint Research Centre (EU)
LC50	Concentration at which 50% of a lethal effect occur
LOEC	Lowest observed effect concentration
MAC-EQS	Maximum acceptable concentration EQS
NOEC	No observed effect concentration
PCBs	Polychlorierte Biphenole
PFAS	per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
QS	<i>quality standard</i> ; Qualitätskriterium
QS _{biota,sec pois, fw}	Qualitätskriterium zum Schutz vor sekundärer Intoxikation in Süßgewässern (<i>freshwater</i>)
QS _{biota, hh}	
RBF	Relativer Bioakkumulationsfaktor/relative bioaccumulation factor
RIVM	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (The Netherlands)
RPF	Relativer Potenzfaktor/relative potency factor
TBDV	Verordnung des EDI über Trinkwasser sowie Wasser in öffentlich zugänglichen Bädern und Duschanlagen
TGD27	Technical guidance document 27
TFA	Trifluoressigsäure
TWI	Total weekly intake
UQN	Umweltqualitätsnorm

10 Verzeichnisse

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Relative Bioakkumulationsfaktoren für Fische aus vier Nahrungsnetzstudien zusammengefasst in RIVM 2022.	8
Abbildung 2: Vergleich der Risiken für sekundäre Intoxikation basierend auf Konzentrationen von PFOS und PFOA in Oberflächengewässern mit Risiken basierend auf Rückständen in ganzen Fischen.	12
Abbildung 3: Vergleich der Risiken für sekundäre Intoxikation von fischfressenden Vögeln und Säugetern mit den Risiken für direkte Toxizität gegenüber Gewässerorganismen.	16
Abbildung 4: Graphische Darstellung der Daten zu direkter Toxizität im EU-Dossier für PFAS.	18
Abbildung 5: Vergleich der Risiken bezogen auf die verfügbaren Anforderungswerte zur Beurteilung von PFAS in Gewässern.	26



Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: In Bil et al. 2020 vorgeschlagene relative Potenzfaktoren (RPF) und in RIVM 2022 vorgeschlagene relative RPF und Bioakkumulationsfaktoren (RBF).	8
Tabelle 2: Vergleich von ad hoc CQK basierend auf der direkten Toxizität und sekundärer Intoxikation	14
Tabelle 3: Vergleich von ad hoc CQK basierend auf der direkten Toxizität und Schutz des Menschen bei Nutzung des Wassers aus Oberflächengewässern als Trinkwasser (EU-EQS-Vorschlag für die Wasserphase).	15
Tabelle 4: Als kritisch identifizierte akute Effektdaten	20
Tabelle 5: Als kritisch identifizierte chronische Effektdaten	21
Tabelle 6: Existierende EQS-Vorschläge für direkte Toxizität.	24
Tabelle 8: Überblick Erkenntnisse für alle (teilweise) beurteilten PFAS.	27

Anhang 1 Daten zu direkten Effekten aus dem PFAS-EU-EQS-Dossier

Akute Toxizität [mg/L]

Spezies	PFOS	PFOA	PFBA	PFBS	PFHxA	PFPeA
<i>Activated sludge</i>				>1000		
<i>Photobacterium phosphoreum</i>			14.07		17.2	16.22
<i>Vibrio fischeri</i>		570		17520	1335.59	
<i>Photobacterium phosphoreum</i>		14.65				
<i>Selenastrum capricornutum (aka Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	71	>100		5661		81.7
<i>Selenastrum capricornutum (aka Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	126	>400				
<i>Selenastrum capricornutum (aka Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	48.2	96.2				
<i>Scenedesmus quadricanda</i>		269.63				
<i>Scenedesmus obliquus</i>		44		>676		
<i>Desmodesmus subspicatus</i>				>115.5	86	
<i>Navicula pelliculosa</i>	283					
<i>Chlamydomonas reinhardtii</i>		51.9				
<i>Chlorella vulgaris</i>	81.6	974.82			4019.51	
<i>Anabaena flos-aquae</i>	176	19.81		8386		
<i>Anabaena flos-aquae</i>		78.88				
<i>Geitlerinema amphibium</i>		247.8				
<i>Lemna gibba</i>	31.1					
<i>Skeletonema costatum</i>	>3.2	367.52			1477.58	
<i>Isochrysis galbana</i>		163.3				
<i>Geitlerinema amphibium</i>					995.49	
<i>Daphnia magna</i>	27	480	180.65	2183	1048	>112
<i>Daphnia magna</i>	4	480				
<i>Daphnia magna</i>	48	675.05				
<i>Daphnia magna</i>	79.35	211.07				
<i>Daphnia magna</i>		201.85				
<i>Daphnia magna</i>		181				
<i>Daphnia pulicaria</i>	124					
<i>Chydorus sphaericus</i>		116.48	460.14			
<i>Chydorus sphaericus</i>		91.1				
<i>Moina macrocopa</i>	18	199.51				
<i>Neocaridina denticulate</i>	9.3	712				
<i>Macrobrachium nipponense</i>		366.66				
<i>Brachionus calyciflorus</i>		150	110		140	130
<i>Siriella armata</i>		15.5				
<i>Dugesia japonica</i>	18	337				
<i>Dugesia japonica</i>		458				
<i>Physa acuta</i>	165	672				
<i>Cipangopaludina cathayensis</i>		740.07				



<i>Unio complanatus</i>	59				
<i>Lampsilis siliquoidea</i>		162.6			
<i>Ligumia recta</i>		161.3			
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	55.75	568.2			
<i>Americamysis bahia</i>	3.6			372	
<i>Artemia spp.</i>	8.9				
<i>Artemia spp.</i>	8.3				
<i>Paracentrotus lividus</i>		110			
<i>Chironomus plumosus</i>		402.24			
<i>Bufo gargarizans</i>		114.74			
<i>Crassostrea virginica</i>	>3				
<i>Pimephales promelas</i>	4.7			1938	31.8
<i>Pimephales promelas</i>	9.5				
<i>Pimephales promelas</i>	6.6				
<i>Lepomis macrochirus</i>	6.9			6452	
<i>Lepomis macrochirus</i>	6.4				
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	7.8	707		>99.2	
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	13	800			
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	2.5				
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	13.7				
<i>Cyprinus carpio</i>		>55.6			
<i>Cyprinus carpio</i>		>55.6			
<i>Carassius auratus</i>		606.1			
<i>Carassius auratus</i>		>5			
<i>Pseudorasbora parva</i>		365.02			
<i>Danio rerio</i>	22.2				
<i>Danio rerio embryos</i>			>3000	>3000	
<i>Cyprinodon variegatus</i>	>15				
<i>Psetta maxima</i>		11.9			

Chronische Toxizität [mg/L]

Spezies	PFOS	PFOA	PFBS	PFHxA
<i>Selenastrum capricornutum (aka Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	5.3	12.5	1077	
<i>Selenastrum capricornutum (aka Pseudokirchneriella subcapitata)</i>	53			
<i>Navicula pelliculosa</i>	44			
<i>Chlorella vulgaris</i>	8.2			
<i>Anabaena flos-aquae</i>	44	30		
<i>Lemna gibba</i>	15.1			
<i>Lemna gibba</i>	6.6			
<i>Myriophyllum spicatum</i>	3.2	23.9		
<i>Myriophyllum sibiricum</i>	0.092	23.9		
<i>Skeletonema costatum</i>				

Expertenbericht zu PFAS-Grenzwerten für Oberflächengewässer

<i>Isochrysis galbana</i>		25		
<i>Daphnia magna</i>	12	44.2	502	724
<i>Daphnia magna</i>	7	12.5		779
<i>Daphnia magna</i>	5.3	10		
<i>Daphnia magna</i>	7	20		
<i>Daphnia magna</i>		22		
<i>Daphnia magna</i>		7.02		
<i>Moina macrocopa</i>	0.4	3.125		
<i>Brachionus calyciflorus</i>	0.25	4		
<i>Brachionus calyciflorus</i>		0.25		
<i>Brachionus calyciflorus</i>		0.07		
<i>Brachionus calyciflorus</i>		<0.125		
<i>Mytilus galloprovincialis</i>		0.01		
<i>Americamysis bahia</i>	0.25			
<i>Chironomus tentans</i>	<0.049			
<i>Chironomus tentans</i>	<0.002			
<i>Monoporeia affinis</i>	0.064			
<i>Bufo gargarizans</i>		5.89		
<i>Pimephales promelas</i>	0.3	50		
<i>Pimephales promelas</i>	0.28	>100		
<i>Lepomis macrochirus</i>	<0.87			
<i>Oncorhynchus mykiss</i>		40		>9.96
<i>Pseudorasbora parva</i>		11.78		
<i>Danio rerio</i>	0.25	>33		
<i>Danio rerio</i>	0.01			
<i>Danio rerio</i>	0.0006			
<i>Danio rerio</i>	0.05			
<i>Danio rerio</i>	0.005			
<i>Danio rerio</i>	12.5			
<i>Danio rerio</i>	50			
<i>Danio rerio</i>	6.5			
<i>Danio rerio embryos</i>	4			
<i>Danio rerio embryos</i>	0.7			
<i>Oryzes melestigma</i>			0.001	
<i>Oryzes melestigma</i>			0.0029	
<i>Gobiocypris rarus</i>		>30		
<i>Salmo salar</i>		>0.1		
<i>Oryzias latipes</i>	<0.01			



Anhang 2 Überblick individuelle Qualitätskriterien für die einzelnen PFAS

In den untenstehenden Tabellen sind die Qualitätskriterien für die individuellen PFAS zusammengefasst. Es wird eine Einschätzung gegeben, ob der für die Wasserphase vorgeschlagene Summenwert von 4.4 ng/L für 25 PFAS hinreichend protektiv zur Beurteilung der Risiken für die einzelnen PFAS ist.

Carboxylic acids

PFAS	RPF 2022	RIVM	RBF 2022	RIVM	QS ^D _{biota sec} pois, fw (µg/L)	QS ^{pelagic} community (µg/L)	AA-EQS proposal WFD 2022 (µg/L)	Protected by WFD proposal based on available data
PFBA	0.05		0.005	x	20856000	110 k	0.088	yes
PFPeA	0.05	a	0.02	x	5214000	31.8 j	0.088	yes
PFHxA	0.01		0.07		7448571.429	200 l	0.44	yes
PFHpA	1	b	0.3		17380	-	0.0044	yes
PFOA	1		1		5214	30 m	0.0044	yes
PFNA	10		4		130.35	-	0.00044	yes
PFDA	10	c	10		52.14	-	0.00044	yes
PFUnDA	4		60		21.725	-	0.0011	yes
PFDoDA	3		200		8.69	-	0.0015	yes
PFTTrDA	3	d	100	x	173.8	-	0.0015	yes
PFTeDA	0.3		40		434.5	-	0.015	yes
PFHxDA	0.02		-		-	-	0.22	-
PFODA	0.02		-		-	-	0.22	-

Sulphonic acids

PFAS	RPF 2022	RIVM	RBF 2022	RIVM	QS ^b _{biota sec} pois, fw (µg/L)	QS ^{pelagic} community (µg/L)	AA-EQS proposal WFD 2022	Protected by WFD proposal based on available data
PFBS	0.001		0.1		52140000	0.1 m	4.4	no
PFPeS	0.6	e	0.4	x	21725	-	0.0073	yes
PFHxS	0.6		2		4345	-	0.0073	yes
PFHpS	2	f	6	x	434.5	-	0.0022	yes
PFOS	2		20		130.35	0.023 k	0.0022	yes
PFDS	2	f	300		8.69	-	0.0022	yes

Other

PFAS	RPF 2022	RIVM	RBF 2022	RIVM	QS ^b _{biota sec} pois, fw (µg/L)	QS ^{pelagic} community (µg/L)	AA-EQS proposal WFD 2022	Protected by WFD proposal based on available data
HFPO-DA (GenX)	0.06		0.3	i	289667	-	0.073	yes
ADONA	0.03		-		-	-	0.15	yes
6:2 FTOH	0.02		0.3	h	869000	-	0.22	yes
8:2 FTOH	0.04		4	c	32588	-	0.11	yes
C6O4	-		-		-	-	-	-
4:2 FTS*	0.05	g	0.02	g	5214000	-	0.088	yes
6:2 FTS*	1	h	0.3	h	17380	-	0.0044	yes
8:2 FTS*	10	c	4	c	130	-	0.00044	yes
PFOSA=FOSA*	2	f	20	f	130	-	0.0022	yes
EtFOSAA*	2	f	20	f	130	-	0.0022	yes
MeFOSAA*	2	f	20	f	130	-	0.0022	yes

TFA	0.002	n.a.	n.a.	16	n.a.	yes
-----	-------	------	------	----	------	-----

a: read across to PFBA b: read across to PFOA c: read across to PFNA d: read across to PFDoDA e: read across to PFHxS f: read across to PFOS g: read across to PFPeA h: read across to PFHpA i: based on the SVHC support document for HFPO-DA, p 42 (ECHA, 2019); j = AF 1000; k = AF 100; l = AF 50; m = AF 10. x: keine Bioakkumulationsdaten, aber Extrapolation nicht erwähnt. * Nicht Teil der Liste der 24 PFAS im EU-Dossier.