



Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu  
*Ministerie van Volksgezondheid,  
Welzijn en Sport*

## **Risicogrenzen voor PFAS in oppervlaktewater**

Doorvertaling van de gezondheidskundige  
grenswaarde van EFSA naar concentraties in water

RIVM-briefrapport 2022-0074  
C.E. Smit | E.M.J. Verbruggen





Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu  
*Ministerie van Volksgezondheid,  
Welzijn en Sport*

## **Risicogrenzen voor PFAS in oppervlaktewater**

Doorvertaling van de gezondheidskundige  
grenswaarde van EFSA naar concentraties in water

RIVM-briefrapport 2022-0074  
C.E. Smit | E.M.J. Verbruggen

## Colofon

© RIVM 2022

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook [www.rivm.nl/toegankelijkheid](http://www.rivm.nl/toegankelijkheid).

DOI 10.21945/RIVM-2022-0074

C.E. Smit (auteur), RIVM  
E.M.J. Verbruggen (auteur), RIVM

Contact:  
Els Smit  
Centrum Veiligheid Stoffen en Producten  
[Els.smit@rivm.nl](mailto:Els.smit@rivm.nl)

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat in het kader van de opdracht M/270071/01 'Normstelling PFAS in drinkwater en vis/oppervlaktewater'.

Dit is een uitgave van:  
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid  
en Milieu**  
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven  
Nederland  
[www.rivm.nl](http://www.rivm.nl)

## Publiekssamenvatting

### **Risicogrenzen voor PFAS in oppervlaktewater**

Doorvertaling van de gezondheidkundige grenswaarde van EFSA naar concentraties in water

Het RIVM heeft nieuwe risicogrenzen bepaald voor perfluoralkyl-stoffen (PFAS) in oppervlaktewater. Dit is nodig omdat de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA) in 2020 een gezondheidkundige grenswaarde voor PFAS heeft bepaald. De gezondheidkundige grenswaarde werkt door in de beoordeling van de waterkwaliteit. Deze beoordeling houdt namelijk rekening met de hoeveelheid PFAS die mensen kunnen binnenkrijgen via het eten van vis. De nieuwe risicogrenzen geven aan hoeveel PFAS in het water mogen zitten zodat mensen daar hun leven lang veilig vis uit kunnen eten.

Voor de drie PFAS waarvoor in Nederland al normen voor oppervlaktewater bestaan, zijn de nieuwe risicogrenzen: 0,3 nanogram per liter voor PFOA, 7 picogram per liter voor PFOS en 10 nanogram per liter voor HFPO-DA (GenX). Deze nieuwe risicogrenzen zijn veel lager dan de bestaande waterkwaliteitsnormen voor deze PFAS. Dat komt omdat de stoffen volgens EFSA giftiger zijn dan eerder bekend was. Hierdoor is er bij lagere concentraties een kans op schadelijke gevolgen.

Er zijn nog veel meer PFAS dan PFOA, PFOS en GenX. Het RIVM heeft daarom een rekenmethode ontwikkeld waarmee de risico's van meerdere PFAS tegelijk kunnen worden berekend. PFAS komen namelijk bijna nooit als losse stof voor, maar meestal in mengsels met verschillende PFAS. De verwachting is dat alle PFAS op een vergelijkbare manier werken en bijdragen aan de totale giftigheid van het mengsel. Daarom moeten zoveel mogelijk PFAS worden meegenomen bij de toetsing van lozingen en oppervlaktewatermonsters.

De nieuwe risicogrenzen zijn advieswaarden. Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat kan mede op basis van dit onderzoek besluiten of de waterkwaliteitsnormen voor PFAS worden aangepast.

Kernwoorden: PFAS; risicogrenzen; waterkwaliteit; mengsel



## Synopsis

### **Risk limits for PFAS in surface water**

Derivation of surface water concentration limits based on EFSA's health-based limit value

RIVM has derived new risk limits for perfluoroalkyl substances (PFAS) in surface water. This was necessary because the European Food Safety Authority (EFSA) derived a health-based limit value for PFAS in 2020. The health-based guidance value affects the assessment of water quality, as this assessment takes into account the human intake of PFAS through the consumption of fish. The new risk limits represent the concentration in surface water which is protective for lifetime consumption of fish by humans.

For the three PFAS for which surface water quality standards are already in place in the Netherlands, the new risk limits are: 0.3 nanogram per litre for PFOA, 7 picogram per litre for PFOS, and 10 nanogram per litre for HFPO-DA (GenX). These new risk limits are much lower than the current water quality standards for these PFAS. This is because EFSA has found that these substances are much more toxic than was previously known. As a result, harmful effects may occur at lower concentrations.

In addition to PFOA, PFOS and GenX, there are many other PFAS. Therefore, RIVM has developed a calculation method that enables a combined risk assessment for multiple PFAS. PFAS rarely exist as single substances in isolation, but almost always in mixtures of different PFAS. It is expected that all PFAS have a similar mode of action and contribute to the total mixture toxicity. Therefore, the assessment of discharges and surface water samples should include as many different PFAS as possible.

The new risk limits are advisory values. In part based on this advisory report, the ministry of Infrastructure and Water Management may decide whether to revise the water quality standards.

Keywords: PFAS; risk limits; water quality; mixture





## Inhoudsopgave

### **Samenvatting — 9**

#### **1 Inleiding — 13**

- 1.1 Context van het onderzoek — 13
- 1.2 Gezondheidskundige grenswaarden en waterkwaliteitsnormen — 13
- 1.3 Behoeftte aan risicogrens in water — 14
- 1.4 Status van dit rapport — 14
- 1.5 Leeswijzer — 14

#### **2 Vertaling risicogrens in biota naar concentraties in water — 15**

- 2.1 Samenvatting advies biotanorm voor PFAS — 15
- 2.2 Principes van de berekening risicogrens in water — 16
- 2.3 Voorstel methodiek voor PFAS — 17
- 2.4 Overzicht PFAS waarvoor gegevens beschikbaar zijn — 18

#### **3 Uitwerking methodiek — 21**

- 3.1 Aanpassing risicogrens voor PFOA in water — 21
- 3.2 Informatie voor Relatieve Bioaccumulatie Factoren — 22
  - 3.2.1 Lage BAF voor PFOA in spierweefsel — 22
  - 3.2.2 Variatie in BAF voor hele vis — 23
  - 3.2.3 RBF bepalen per studie — 23
- 3.3 Berekening Relatieve Bioaccumulatie Factoren — 24

#### **4 Toepassing methodiek in praktijk — 29**

- 4.1 Risicogrenzen voor individuele PFAS — 29
- 4.2 Vergelijking individuele risicogrenzen met meetgegevens — 30
- 4.3 Voorbeeld toetsing van PFAS-mengsels — 32

#### **5 Discussie — 35**

- 5.1 Onzekerheden in TWI, RPF en RBF — 35
- 5.2 Toepassing op beperkte groep PFAS — 36
- 5.3 Vergelijking met huidige normen — 37
- 5.4 Beperkingen van de chemische analyse — 38

#### **6 Conclusies en aanbevelingen — 39**

##### **Literatuur — 43**

##### **Bijlage 1 Overzicht PFAS — 47**

##### **Bijlage 2 Afleiding risicogrens in water bij concentratie-afhankelijke bioaccumulatie — 48**

##### **Bijlage 3 Overzicht Relatieve Bioaccumulatie Factoren — 49**



## Samenvatting

In dit rapport doet het RIVM een voorstel voor risicogrenzen voor perfluoralkyl-stoffen (PFAS) in oppervlaktewater. In Nederland zijn momenteel waterkwaliteitsnormen vastgesteld voor drie individuele PFAS, namelijk PFOA, PFOS en HFPO-DA (GenX-stoffen). Deze normen zijn gebaseerd op gezondheidskundige grenswaarden. De methodiek van de Kaderrichtlijn Water (KRW) houdt namelijk rekening met de blootstelling van mensen via het eten van vis of visproducten, schaal- of schelpdieren, ook wel aangeduid als 'humane visconsumptie'. De waterkwaliteitsnormen voor PFAS die tot nu toe in Nederland zijn vastgesteld hebben betrekking op deze blootstellingsroute. In 2020 heeft de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA) een opinie gepubliceerd over de gezondheidskundige risico's van vier PFAS in voedsel. Het RIVM gebruikt de gezondheidskundige grenswaarde van EFSA voor de beoordeling van de risico's van PFAS. In dit rapport presenteert het RIVM een methode om de aangepaste gezondheidskundige grenswaarde te vertalen naar nieuwe risicogrenzen voor PFAS in oppervlaktewater.

De gezondheidskundige grenswaarde van de EFSA heeft betrekking op de som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS. De verwachting is dat andere PFAS een vergelijkbaar werkingsmechanisme hebben en bijdragen aan de toxiciteit van het totale mengsel. Het RIVM heeft een methode ontwikkeld om andere PFAS dan alleen de vier genoemde mee te kunnen nemen bij het afleiden van risicogrenzen. Deze methode maakt gebruik van kennis over de toxiciteit van individuele PFAS ten opzichte van PFOA, uitgedrukt in Relatieve Potentie Factoren (RPF). Door vermenigvuldiging met de RPF kunnen de concentraties van afzonderlijke PFAS worden uitgedrukt in equivalente concentraties PFOA (PFOA-equivalenten, PEQ). De som van de PEQ ( $\Sigma$ PEQ) kan worden vergeleken met een norm of risicogrens, eveneens uitgedrukt op basis van PFOA. Het RIVM gebruikt daarvoor de EFSA-TWI als uitgangspunt, omdat de effecten in de onderliggende kritische studie zijn geassocieerd met PFOA en niet met de andere drie PFAS die EFSA heeft onderzocht. Op deze manier vertaalt het RIVM de gezondheidskundige grenswaarde van de EFSA-4 naar een bredere lijst van PFAS.

Met de gezondheidskundige grenswaarde van EFSA als uitgangspunt, heeft het RIVM eerder een risicogrens berekend, uitgedrukt als een concentratie in biota. De Kaderrichtlijn Water (KRW) rekent hiervoor met standaard aannames over de hoeveelheid vis die dagelijks wordt gegeten en houdt ook rekening met andere inname routes. De risicogrens in biota is 0,077 ng/g vis, uitgedrukt als PFOA-equivalenten (PEQ). In de praktijk is er grote behoefte aan risicogrenzen voor PFAS uitgedrukt als concentraties in water, bijvoorbeeld voor het toetsen van restlozingen. Hiervoor is eerst een nieuwe risicogrens berekend voor PFOA in oppervlaktewater. Dit is gedaan door bovengenoemde risicogrens in biota te combineren met informatie over de opname door vissen (bioaccumulatie). Dit levert een afgeronde waarde van 0,3 ng/L. Dit is veel lager dan de nu geldende waterkwaliteitsnorm van 48 ng/L.

Dit komt allereerst doordat de gezondheidkundige grenswaarde naar beneden is bijgesteld. Ook speelt mee dat PFOA zich bij lage concentraties naar verhouding sterker ophoopt in vissen. De risicogrens houdt rekening met deze concentratie-afhankelijke bioaccumulatie.

Met behulp van de nieuwe risicogrens voor PFOA in oppervlaktewater zijn risicogrenzen afgeleid voor andere PFAS. Hiervoor is gebruik gemaakt van de RPF's en van informatie over de bioaccumulatie ten opzichte van PFOA, uitgedrukt als Relatieve Bioaccumulatie Factor (RBF). De afgeleide risicogrenzen moeten echter wel als indicatief worden beschouwd vanwege de relatief grote onzekerheden in met name de RBF's, omdat die op een beperkte dataset zijn gebaseerd.

De risicogrens voor PFOS is 0,007 ng/L (7 pg/L) en geldt voor zoet en zout water. Dit is veel lager dan de nu geldende normen van 0,65 ng/L (zoet water) en 0,13 ng/L (zout water). Ook hier speelt de lagere gezondheidkundige grenswaarde een rol. Rekening houdend met de relatieve potentie, is die gezondheidkundige grenswaarde bijna 500 keer lager dan de eerder gebruikte waarde. De bioaccumulatie van PFOS is echter iets minder sterk dan eerst werd aangenomen. Voor de GenX-stoffen is een risicogrens berekend van 10 ng/L. Deze stoffen zijn minder potent en bioaccumuleren minder dan PFOA, waardoor de aanpassing in de gezondheidkundige grenswaarde iets minder doorwerkt.

Bij de toetsing van lozingen of oppervlaktewatermonsters moet rekening worden gehouden met alle PFAS in het mengsel. Dit kan door de concentraties van afzonderlijke PFAS eerst om te rekenen in PEQ's door ze te vermenigvuldigen met hun RPF en RBF. Vervolgens worden de PEQ's opgeteld en vergeleken met de risicogrens van PFOA. Omdat de gezondheidkundige grenswaarde van PFAS sterk naar beneden is bijgesteld en rekening wordt gehouden met alle PFAS in een monster, is het verschil met de huidige normen nog groter dan wanneer alleen naar de afzonderlijke stoffen wordt gekeken.

De technieken voor de chemische analyse van PFAS in watermonsters ontwikkelen zich in hoog tempo. Hierdoor zullen steeds meer PFAS worden geïdentificeerd en de huidige lijst van RPF's en RBF's zal dan niet meer volledig dekkend zijn. De nu bekende PFAS leiden echter al vaak tot overschrijding van de risicogrenzen, zelfs zonder dat rekening wordt gehouden met het totale mengsel. In dat geval is het mogelijk minder zinvol om het precieze risico van een monster te kwantificeren. Voor het beoordelen van situaties waarin een specifieke PFAS wordt aangetroffen, zouden aanvullende RPF's en RBF's wel nodig kunnen zijn.

De analytische technieken zijn voor de meeste PFAS niet toereikend om ze voldoende gevoelig te kunnen meten op het niveau van de individuele risicogrens. Dit betekent dat het niet-aantreffen van een PFAS in water geen garantie is dat er geen risico is. Andersom geldt voor de meeste PFAS dat als ze worden aangetoond, dit gelijk een (forse) overschrijding van de risicogrens betekent.

Op basis van een beperkte vergelijking met meetgegevens is de verwachting dat dit het geval is voor een aantal PFAS, waaronder PFOS en PFOA. Hierbij is alleen gekeken naar de individuele stoffen en is nog geen rekening gehouden met het totale PFAS mengsel. Opgemerkt wordt dat de huidige waterkwaliteitsnormen voor PFOS als individuele stof ook al veelvuldig worden overschreden.



# 1 Inleiding

## 1.1 Context van het onderzoek

In september 2020 heeft de *European Food Safety Authority* (EFSA) een opinie gepubliceerd over de risico's van perfluoralkyl-stoffen (PFAS) in voedsel (EFSA, 2020). In deze opinie presenteert EFSA een gezondheidskundige grenswaarde voor de som van vier PFAS, in de vorm van een Toelaatbare Wekelijkse Inname (TWI) voor PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS<sup>1</sup>. In dit advies zijn deze vier PFAS verder aangeduid als de 'EFSA-4'. Na evaluatie heeft het RIVM besloten om de EFSA-TWI te gebruiken als basis voor gezondheidskundige beoordelingen van PFAS (RIVM, 2020a,b).

Gezondheidskundige grenswaarden worden in diverse stoffen- en beleidskaders gebruikt als basis voor risicogrenzen en normen (RIVM, 2020c). Het RIVM heeft eerder geadviseerd over de vertaling van de EFSA-TWI naar drinkwaterrichtwaarden (RIVM, 2021b). Ook voor oppervlaktewater is zo'n vertaling nodig. Voor twee van de EFSA-4, namelijk PFOS en PFOA, zijn de huidige normen voor oppervlaktewater gebaseerd op gezondheidskundige grenswaarden die met de EFSA-opinie worden herzien. Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) heeft het RIVM opdracht gegeven om uit te werken hoe de EFSA-TWI kan worden vertaald naar risicogrenzen voor PFAS in oppervlaktewater.

In een eerdere notitie heeft het RIVM advies gegeven over een risicogrens in biota op basis van de EFSA-TWI (RIVM, 2021c) en is een eerste vergelijking gemaakt van die waarde met recente meetgegevens in vis. In het huidige rapport presenteert het RIVM een methode om de risicogrens voor PFAS in biota te vertalen naar risicogrenzen in oppervlaktewater om zo de risico's van PFAS-mengsels voor het watermilieu te kunnen beoordelen.

## 1.2 Gezondheidskundige grenswaarden en waterkwaliteitsnormen

De afleiding van waterkwaliteitsnormen volgens de methodiek van de Kaderrichtlijn Water (KRW) houdt rekening met drie blootstellingsroutes: directe ecotoxiciteit voor dieren en planten die in het water leven, doorvergiftiging van visetende vogels en zoogdieren, en blootstelling van mensen via het eten van vis of visproducten, schaal- of schelpdieren, ook wel aangeduid als 'humane visconsumptie'. De laagste waarde bepaalt de hoogte van de norm. Naast de generieke waterkwaliteitsnormen, gelden aparte eisen voor oppervlaktewater op innamepunten van drinkwater.

De route humane visconsumptie is de kritische route voor de PFAS waarvoor tot nu toe waterkwaliteitsnormen zijn vastgesteld in Nederland. De berekening voor humane visconsumptie levert de concentratie in vis die bij levenslange dagelijkse inname niet tot gezondheidseffecten leidt. Deze veilige concentratie in vis wordt in de

<sup>1</sup> zie Bijlage 1 voor de volledige namen en formules van PFAS

KRW aangeduid als 'biotanorm' en een voorstel voor zo'n risicogrens in biota is in 2021 gepubliceerd (RIVM, 2021c). De KRW geeft ook de mogelijkheid om de biotanorm om te rekenen naar een bijbehorende concentratie in water. Dit wordt gedaan met behulp van gegevens over de opname (bioaccumulatie) van de desbetreffende stof door vissen uit het water (zie verder 2.2).

### 1.3 Behoeftte aan risicogrens in water

Er gelden in Nederland waterkwaliteitsnormen voor drie PFAS: PFOS, PFOA en de GenX-stoffen (HFPO-DA). De biotanormen die hiervoor zijn gebruikt, zijn gebaseerd op gezondheidskundige grenswaarden die met de EFSA-opinie zijn herzien (zie ook 5.3). Het RIVM heeft daarom in zijn eerdere notitie een nieuwe risicogrens in biota geadviseerd van 0,077 ng/g vis (RIVM, 2021c). Deze waarde is van toepassing op de som van de PFAS in een monster, uitgedrukt als PFOA-equivalenten (PEQ). In Hoofdstuk 2 staat een korte samenvatting van dat advies, voor details wordt verwezen naar de notitie zelf. Een risicogrens in vis heeft het voordeel dat die direct betrekking heeft op het materiaal dat relevant is voor de kritische route humane visconsumptie. Een nadeel is dat het verzamelen, opwerken en analyseren van biotamonsters bewerklijker is dan voor watermonsters. Bovendien is een biotanorm lastig toe te passen in de vergunningverlening. De methodiek voor het toetsen van restlozingen is gericht op het berekenen en toetsen van concentraties in het ontvangende water. Hierbij gaat het niet alleen om industriële lozingen, maar bijvoorbeeld ook om bodem- en grondwatersaneringslocaties en afvalverwerkingsbedrijven waar sprake is van restlozingen nadat verontreinigde grond, bagger of afval is verwerkt. Het is belangrijk dat er risicogrenzen voor vis en/of water beschikbaar zijn om de risico's van PFAS-mengsels in deze verschillende situaties te kunnen beoordelen. In dit rapport doet het RIVM daarvoor een voorstel.

### 1.4 Status van dit rapport

Dit rapport is getoetst volgens de interne procedures van het RIVM en het commentaar van de *Wetenschappelijke Klankbordgroep normstelling water en lucht*<sup>2</sup> is in dit rapport verwerkt. De hier gepresenteerde risicogrenzen zijn echter advieswaarden en hebben geen officiële status. Het ministerie van IenW kan mede op basis van dit onderzoek besluiten of de waterkwaliteitsnormen voor PFAS worden aangepast.

### 1.5 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 bespreekt de uitgangspunten van de voorgestelde methodiek om risicogrenzen in water te berekenen.  
Hoofdstuk 3 bevat de uitwerking van de methode voor de PFAS waarvoor nu voldoende gegevens beschikbaar zijn.  
Hoofdstuk 4 bespreekt de toepassing van de methodiek aan de hand van voorbeelden uit de praktijk.  
Hoofdstuk 5 en 6 bevatten de discussie, conclusies en aanbevelingen.

<sup>2</sup> De Wetenschappelijke Klankbordgroep normstelling water en lucht geeft technisch-inhoudelijk advies over de afleiding van milieurisicogrenzen voor stoffen.



## 2 Vertaling risicogrenzen in biota naar concentraties in water

### 2.1 Samenvatting advies biotanorm voor PFAS

Het uitgangspunt voor de risicogrenzen van PFAS is de Toelaatbare Wekelijkse Inname (TWI) voor mensen zoals afgeleid door EFSA voor vier PFAS. Deze bedraagt 4,4 ng/kg lichaamsgewicht per week en de onderliggende kritische dagelijkse inname is 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag (EFSA, 2020). Uit deze EFSA-TWI volgt met de rekenregels van de KRW een risicogrens van 77 ng/kg vis (0,077 ng/g vis; versgewicht)<sup>3</sup>. De EFSA-TWI heeft betrekking op de som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS, omdat dit de voornaamste PFAS zijn die in bloed van mensen zijn aangetroffen in de studie waar de TWI op is gebaseerd. Daarbij gaat EFSA ervan uit dat deze vier PFAS hetzelfde kritische effect veroorzaken en allemaal even toxisch zijn (equipotent). In oppervlaktewater en vis worden doorgaans echter meer PFAS aangetoond dan alleen de EFSA-4 (Gebink et al., 2017; Zafeiraki et al., 2019). De verwachting is dat die andere PFAS een vergelijkbaar werkingsmechanisme hebben en in meerdere of mindere mate bijdragen aan de toxiciteit van het totale mengsel. Daarom is er in de praktijk behoefte aan mogelijkheden om een bredere groep PFAS te beoordelen dan enkel de EFSA-4. Andersom kunnen in bepaalde situaties juist individuele risicogrenzen of normen nodig zijn, bijvoorbeeld als de EFSA-4 niet allemaal voorkomen of gemeten zijn. Daarnaast blijkt uit onderzoek dat de aanname van equipotentie niet opgaat. Het RIVM heeft daarom een methode ontwikkeld om ook andere PFAS mee te kunnen nemen bij het afleiden van risicogrenzen, waarbij rekening wordt gehouden met de verschillen in toxische potentie (RIVM, 2021a).

De RIVM-aanpak is vergelijkbaar met de werkwijze voor dioxines en maakt gebruik van kennis over de relatieve toxiciteit van verschillende PFAS ten opzichte van PFOA. Deze zogenoemde 'Relative Potency Factors' (Relatieve Potentie Factoren, RPF's) zijn beschikbaar voor 23 PFAS en liggen tussen 0,001 en 10 (Bil et al., 2021; Bil et al., 2022; Zeilmaker et al., 2018). Dit betekent dat de individuele PFAS 1000 keer minder tot 10 keer meer potent zijn dan PFOA. Door de concentraties van de afzonderlijke PFAS te vermenigvuldigen met hun RPF, kunnen we de concentraties van die PFAS omrekenen in equivalente concentraties PFOA (PFOA-equivalenten, PEQ). De som van de PEQ ( $\Sigma$ PEQ) kan worden vergeleken met een norm of risicogrens, eveneens uitgedrukt op basis van PFOA. Het RIVM gebruikt daarvoor de EFSA-TWI als uitgangspunt, omdat de effecten in de onderliggende kritische studie zijn geassocieerd met PFOA en niet met de andere drie PFAS die EFSA heeft onderzocht. Op deze manier vertaalt het RIVM de gezondheidskundige grenswaarde van de EFSA-4 naar een bredere lijst van PFAS.

Voor het beoordelen van de risico's voor oppervlaktewater via de route visconsumptie, gebruiken we de hierboven vermelde waarde van 77 ng/kg vis (0,077 ng/g vis; versgewicht). Deze waarde wordt

<sup>3</sup> Aannames KRW: lichaamsgewicht 70 kg, consumptie 115 gram vis per dag, visconsumptie mag voor maximaal 20% bijdragen aan de inname

geadviseerd als risicogrens voor PFAS in biota, uitgedrukt in PFOA-equivalenten (RIVM, 2021c). Deze risicogrens in biota is inmiddels opgenomen als concept-norm in het Europese dossier voor de selectie van PFAS als prioritaire stof onder de KRW en bekrachtigd door het *Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks* (SCHEER, 2022). De toetsing van vissenmonsters aan deze risicogrens voor PFAS in biota is relatief eenvoudig. De gemeten concentratie van een PFAS wordt vermenigvuldigd met de RPF en dit levert voor die PFAS de PEQ in vis. Vervolgens worden alle PEQ's bij elkaar opgeteld tot de  $\Sigma$ PEQ:

$$\Sigma \text{PEQ}_{\text{vis}} = \Sigma C_{\text{vis, PFAS}_i} \times \text{RPF}_{\text{PFAS}_i} \quad \text{vgl. 1}$$

Als de  $\Sigma$ PEQ in een vissenmonster hoger is dan 0,077 ng/g, voldoet het oppervlaktewater niet aan de kwaliteitsdoelen volgens de KRW. Voorbeelden van zo'n toetsing zijn te vinden in de eerdere notitie (RIVM, 2021c).

## 2.2 Principes van de berekening risicogrens in water

In paragraaf 1.2 is genoemd dat de KRW de mogelijkheid biedt om een biotanorm te vertalen naar een overeenkomstige concentratie in water. Dit gebeurt met behulp van de bioaccumulatiefactor (BAF). De BAF is de verhouding tussen de concentratie in vissen (of andere waterorganismen) en het water waarin ze leven. BAF's worden doorgaans bepaald in veldstudies aan de hand van metingen in vis en het bijbehorende water:

$$\text{BAF} = \frac{\text{concentratie in vis}}{\text{concentratie in water}} \quad \text{vgl. 2}$$

De term BAF wordt gebruikt als de opname van een stof zowel via het water als via voedsel kan hebben plaatsgevonden. Als er alleen naar de opname uit water wordt gekeken, gebruikt men de term bioconcentratiefactor (BCF). De BCF, die alleen onder laboratoriumomstandigheden kan worden bepaald, houdt er geen rekening mee dat dieren de stof ook via voedsel binnen krijgen en dat dieren die hoger in de voedselketen zitten, door het eten van prooidieren naar verhouding meer van een stof in het lichaam zullen accumuleren (biomagnificatie). De BAF doet dat wel en is daarom een relevantere maat voor het berekenen van de risicogrenzen.

De relatie tussen de BAF en de concentratie in vis en water in vergelijking 2 kunnen we gebruiken om een risicogrens voor een stof in biota, uitgedrukt als concentratie in vis, om te rekenen naar een concentratie in water:

$$\text{risicogrens in water} = \frac{\text{risicogrens in biota}}{\text{BAF}} \quad \text{vgl. 3}$$

Het resultaat van deze berekening is de concentratie van een stof in oppervlaktewater die veilig is als mensen levenslang vis uit dat water zouden eten (EC, 2018). Bij een BAF van 1 L/kg zit er in 1 kg vis precies

evenveel van een stof als in 1 L water. De risicogrens in water (in ng/L of µg/L) is dan gelijk aan de risicogrens in vis (in ng/kg of µg/kg). Hoe hoger de BAF, hoe minder er van een stof in het water mag zitten om te voorkomen dat de risicogrens in biota wordt overschreden.

### 2.3 Voorstel methodiek voor PFAS

Voor een individuele stof kan een risicogrens in biota eenvoudig worden omgezet in een risicogrens in water als de BAF voor die stof bekend is. Voor de groep van PFAS is dat ingewikkelder, omdat elke PFAS een andere BAF heeft. Om rekening te houden met die verschillen in bioaccumulatie, moeten de BAF's van de afzonderlijke PFAS ook worden geschaald ten opzichte van PFOA. Dit kan door toepassing van een 'Relatieve Bioaccumulatie Factor' (RBF). Vergelijkbaar met de RPF voor toxiciteit, geeft de RBF aan of een PFAS meer of minder bioaccumuleert dan PFOA. Als van een PFAS zowel een RPF als RBF bekend is, kan een gemeten of berekende concentratie van die PFAS in water worden omgerekend in PFOA-equivalenten (ng PEQ/L) en getoetst aan de risicogrens voor PFOA. De opgetelde PEQ's leveren de totale som aan PFOA-equivalenten in water ( $\sum \text{PEQ}_{\text{water, PFAS}}$ ) volgens vergelijking 4. Er is sprake van een risico als deze  $\sum \text{PEQ}$  hoger is dan de risicogrens voor PFOA. PFAS die minder potent zijn en minder bioaccumuleren dan PFOA (RPF en RBF <1), dragen verhoudingsgewijs minder bij aan de  $\sum \text{PEQ}$  dan PFAS die potenter zijn en meer bioaccumuleren. Het uiteindelijke aandeel van een individuele PFAS aan de som is dus afhankelijk van de concentratie van die PFAS in het mengsel in combinatie met de RPF en RBF.

$$\sum \text{PEQ}_{\text{water, PFAS}} = \sum C_{\text{water, PFAS}_i} \times \text{RPF}_{\text{PFAS}_i} \times \text{RBF}_{\text{PFAS}_i} \quad \text{vgl. 4}$$

Voor een individuele PFAS kan een risicogrens worden berekend door de risicogrens voor PFOA te delen door de RPF en RBF van de betreffende PFAS:

$$\text{Risicogrens}_{\text{PFAS}_i} = \text{risicogrens}_{\text{PFOA}} / (\text{RPF}_{\text{PFAS}_i} \times \text{RBF}_{\text{PFAS}_i}) \quad \text{vgl. 5}$$

Als een individuele PFAS minder potent is en minder bioaccumuleert dan PFOA (RPF en RBF <1), wordt de risicogrens voor deze enkele PFAS hoger dan die van PFOA. Voor PFAS die potenter zijn en meer bioaccumuleren (RPF en RBF >1), is de individuele risicogrens evenredig lager dan die van PFOA.

Samengevat zijn de volgende stappen nodig voor het bepalen van risicogrenzen voor PFAS in water:

1. Afleiden van een nieuwe risicogrens voor PFOA in water. De huidige waterkwaliteitsnorm van 48 ng/L is gebaseerd op de gezondheidskundige grenswaarde voor PFOA van het RIVM (Zeilmaker & Janssen, 2016) en een evaluatie van BAF's door Verbruggen et al. (2017). De risicogrens moet worden aangepast aan de EFSA-TWI.
2. Afleiden van RBF's voor relevante PFAS. Idealiter zouden we hiervoor alle beschikbare literatuur evalueren op dezelfde manier als eerder is gedaan voor PFOA en een vergelijking maken tussen

de BAF's. Omdat dit binnen het tijdbestek van deze opdracht niet mogelijk is, maken we gebruik van een beperkt aantal veldstudies die bij de eerdere normafleiding voor PFOA door Verbruggen et al. (2017) als betrouwbaar en relevant zijn beoordeeld (zie verder 3.2.3).

## 2.4 **Overzicht PFAS waarvoor gegevens beschikbaar zijn**

De voorgestelde methodiek is toepasbaar voor PFAS waarvoor een RPF en RBF beschikbaar zijn. De vraag is of die set van PFAS overeenkomt met de PFAS die in vis en water worden gemeten en waarvoor we dus risicogrenzen in water zouden willen hebben. Tabel 1 geeft een overzicht van de PFAS waarvoor nu RPF's beschikbaar zijn en waarvan bekend is dat ze in vis, effluent en/of oppervlaktewater vóórkomen. Hiervoor is geen uitputtend literatuuronderzoek uitgevoerd, maar gebruik gemaakt van beschikbare studies over PFAS in vis, oppervlaktewater en in (industriële) lozingen en effluënten van rioolwaterzuiveringsinstallaties (Derksen & Baltussen, 2021; Jans & Berbee, 2020; Jonker, 2021; Kotterman et al., 2020; Leenders et al., 2020; Sneekes & Kotterman, 2020; Teunen et al., 2021; Zafeiraki et al., 2019), aangevuld met (mondelinge) informatie van Rijkswaterstaat en andere waterbeheerders.

Uit het overzicht in Tabel 1 blijkt dat de set RPF's van Bil et al. (2021; 2022) vrijwel dekkend is voor de PFAS die in vis, lozingen en oppervlaktewater zijn aangetroffen, met uitzondering van de fluortelomeersulfonzuren 6:2 en 8:2 FTS, FOSA, EtFOSAA en MeFOSAA. De fluortelomeersulfonzuren zouden aan de hand van hun afbraakproducten kunnen worden beoordeeld of op basis van de experimenteel bepaalde RPF van de verwante stoffen 6:2 en 8:2 FTOH. Voorlopig is gekozen voor de eerste optie, omdat deze rekening houdt met de hogere potentie van de afbraakproducten en omdat uit de vergelijking tussen sulfonzuren en carboxylzuren blijkt dat de eerste een hogere potentie hebben (vergelijk PFPeS en PFPeA, PFHxS en PFHxA en PFHpS en PFHpA). FOSA, EtFOSAA en MeFOSAA zijn precursors van PFOS en het voorstel is om hiervoor de RPF van PFOS te gebruiken.

Tabel 1 Overzicht van PFAS met Relatieve Potentie Factoren (RPF) en metingen in vis, lozingen/effluenten en oppervlaktewater. √ = aangetroffen in vis, lozingen of oppervlaktewater; n.d. = not detected: geanalyseerd, maar niet aangetroffen; leeg: geen informatie over metingen.

PFAS	RPF	Vis	Lozing	Opp
<b>Carboxylzuren</b>				
PFBA	0,05	√	√	√
PFPeA	0,05	√	√	√
PFHxA	0,01	√	√	√
PFHpA	1	√	√	√
PFOA	1	√	√	√
PFNA	10	√	√	√
PFDA	10	√	√	√
PFUnDA	4	√	√	√
PFDoDA	3	√	√	√
PFTTrDA	3	√	n.d.	√
PFTeDA	0,3	√	n.d.	√
PFHxDA	0,02			
PFODA	0,02			
<b>PFAS</b>				
<b>RPF</b>				
<b>Vis</b>				
<b>Lozing</b>				
<b>Opp</b>				
<b>Sulfonzuren</b>				
PFBS	0,001	√	√	√
PFPeS	0,6		√	
PFHxS	0,6	√	√	√
PFHpS	2	√	√	√
PFOS	2	√	√	√
PFDS	2	√	n.d.	
<b>PFAS</b>				
<b>RPF</b>				
<b>Vis</b>				
<b>Lozing</b>				
<b>Opp</b>				
<b>Overige</b>				
HFPO-DA (GenX)	0,06	n.d.	√	√
ADONA	0,03			
6:2 FTOH	0,02			
8:2 FTOH	0,04			
4:2 FTS	0,05 <sup>a,b</sup>			
6:2 FTS	1 <sup>a,c</sup>		√	
8:2 FTS	10 <sup>a,d</sup>		√	
FOSA=PFOSA	2 <sup>e</sup>			√
EtFOSAA	2 <sup>e</sup>			√
MeFOSAA	2 <sup>e</sup>			√

a: Voor FTS zijn geen RPFs bepaald. Daarom wordt er read-across naar de afbraakproducten (PFCA's) toegepast.

b: 4:2 FTS kan afbreken tot PFPeA, PFBA en PFPrA; de RPF van PFBA en PFPeA is gekozen als worst-case.

c: 6:2 FTS kan afbreken tot PFHpA, PFHxA en PFPeA; de RPF van PFHpA is gekozen als worst-case

d: 8:2 FTS kan afbreken tot PFNA, PFOA en PFHpAA; de RPF van PFNA is gekozen als worst-case

e: precursors van PFOS



### 3 Uitwerking methodiek

#### 3.1 Aanpassing risicogrens voor PFOA in water

De huidige waterkwaliteitsnorm voor PFOA van 48 ng/L is gebaseerd op de gezondheidkundige grenswaarde voor PFOA van het RIVM (Zeilmaker & Janssen, 2016) en een evaluatie van BAF's door Verbruggen et al. (2017). Een nieuwe risicogrens wordt berekend door de risicogrens in vis van 0,077 ng PEQ/g vis te delen door de BAF van PFOA. Voor de BAF van PFOA is dezelfde vergelijking genomen als in de eerdere afleiding van de waterkwaliteitsnorm voor PFOA door Verbruggen et al. (2017). Vergelijking 6 beschrijft de BAF als functie van de PFOA-concentratie ( $C_{w, PFOA}$  in ng/L):

$$\log \text{BAF} = -0,428 \times \log C_{w, \text{perfluor}} + 2,222 \quad \text{vgl. 6}$$

Deze vergelijking beschrijft de concentratie-afhankelijke BAF en laat zien dat de BAF toeneemt met afnemende concentratie. De vergelijking is gebaseerd op een analyse van bioaccumulatiegegevens voor hele vis en spierweefsel uit veldstudies. De risicogrens in water wordt berekend met de richtingscoëfficiënt van deze vergelijking (-0,428) en gemiddelde log BAF voor vissoorten bij 1 ng/L (2,222) (zie Bijlage 2) en bedraagt 0,26 ng/L. In de verdere berekeningen wordt gewerkt met RPF's en RBF's die zijn afgerond op een significant cijfer. Daarom wordt risicogrens voor PFOA ook afgerond. De risicogrens voor PFOA in oppervlaktewater komt hiermee op 0,3 ng/L, deze waarde geldt voor zoet en zout oppervlaktewater.

Dit getal is 160 keer lager dan de beleidsmatig vastgestelde norm van 48 ng/L op basis van Verbruggen et al. (2017). Dit is het gevolg van de lagere gezondheidkundige grenswaarde, in combinatie met een BAF die toeneemt met afnemende concentraties. Het gebruiken van de EFSA-TWI scheelt een factor 20 ten opzichte van de eerder gebruikte waarde. Daar bovenop komt een extra factor van 9 als gevolg van de toenemende BAF. Bij de concentratie van 0,26 ng/L is de BAF 297 L/kg (log BAF 2,47), terwijl er bij 48 ng/L een BAF van 31,8 L/kg wordt berekend (log BAF 1,50).

In een recente literatuurevaluatie rapporteert Burkhard (2021) een mediane log BAF van 2,16 voor PFOA in hele vis. Deze waarde ligt dus feitelijk dicht bij de log BAF van 2,47 die nu gebruikt is, dan bij de berekende log BAF van 1,50 die geldt bij 48 ng/L. Dit is begrijpelijk als wordt bedacht dat de BAF's uit veldstudies komen waarin de concentraties van PFOA meestal aanzienlijk lager zijn dan 48 ng/L, maar in meerdere gevallen hoger dan 0,3 ng/L. Met de mediane log BAF van 2,16 voor hele vis uit Burkhard (2021), zou een risicogrens in water worden berekend van 0,53 ng/L. Deze waarde houdt echter geen rekening met de concentratieafhankelijkheid van de BAF die voor PFOA is waargenomen. Daarnaast hebben Verbruggen et al. (2017) bij de afleiding van de PFOA-norm een zeer uitgebreide beoordeling uitgevoerd van de bioaccumulatiestudies. Om die redenen wordt hier ook

vastgehouden aan de bioaccumulatiegegevens zoals ze in de eerdere normafleiding voor PFOA zijn vastgesteld.

## 3.2 Informatie voor Relatieve Bioaccumulatie Factoren

Voor het berekenen van RBF's zijn BAF's nodig uit veldstudies waarin concentraties van PFOA en andere PFAS zijn gemeten in vis en water. In eerste instantie was het plan om hiervoor bovengenoemd reviewartikel van Burkhard (2021) als uitgangspunt te nemen. Deze auteur evalueerde een groot aantal veldstudies en berekende BAF's voor PFAS in verschillende waterorganismen. In het artikel staan de berekende mediane log BAF's en standaarddeviatie voor hele vis, spierweefsel en lever en onderliggende data zijn beschikbaar als 'supporting information'. Het bleek echter niet goed mogelijk om uit dit artikel eenduidige RBF's af te leiden. Allereerst valt op dat de BAF voor PFOA in spierweefsel erg laag is ten opzichte van de waarde voor hele vis en lever en aanzienlijk lager dan eerder berekend. Daarnaast is de grote variatie tussen studies een probleem. Beide punten worden hieronder verder toegelicht.

### 3.2.1 Lage BAF voor PFOA in spierweefsel

Voor humane visconsumptie zijn metingen in spierweefsel het meest relevant, omdat dit deel van de vis als filet wordt gegeten. De mediane log BAF van PFOA in spier/filet uit Burkhard (2021) is 0,93 (BAF 8,5 L/kg; n=98). Dit is veel lager dan de mediane log BAF voor hele vis en lever van respectievelijk 2,16 en 1,96 (BAF 145 en 91 L/kg; beide n=48). Een dergelijk groot verschil tussen de BAF voor spierweefsel en hele vis is voor PFOA niet eerder waargenomen. In de dataset die is gebruikt bij de normafleiding van PFOA door Verbruggen et al. (2017) was de mediane BAF voor spierweefsel veel hoger (log BAF 2,05; BAF 112 L/kg; n=17) en was er geen significant verschil met de BAF voor hele vis (log BAF 1,72; BAF 52 L/kg; n=23). Jonker (2021) rapporteert log BAF's voor PFOA van 1,41 tot 2,99, gebaseerd op metingen in bot en blankvoorn in Nederlandse wateren. Het lijkt er dus op dat de door Burkhard (2021) berekende BAF's voor spierweefsel de accumulatie van PFOA onderschatten. Bij nadere controle van de onderliggende database bleek in een aantal gevallen een log BAF te zijn opgenomen als BAF. Verder heeft Burkhard (2021) metingen beneden de detectielimiet buiten beschouwing gelaten, terwijl die in Verbruggen et al. (2017) wel zijn meegenomen als de helft van de detectielimiet. Ook zijn in Verbruggen et al. (2017) metingen op basis van drooggewicht meegenomen, na correctie voor het vochtgehalte. De eerder genoemde concentratie-afhankelijkheid kan ook een rol spelen, als er in de veldstudies van Burkhard (2021) sprake was van relatief hoge PFOA-concentraties in het water. Dit zou dan echter ook moeten gelden voor de metingen in hele vis, terwijl die wel redelijk in lijn zijn met wat eerder is gevonden.

Al met al zijn er veel vraagtekens over de BAF's voor spierweefsel zoals gerapporteerd door Burkhard (2021). In eerste instantie werd aangenomen dat voor een specifieke PFAS de absolute hoogte van de BAF weliswaar kan verschillen tussen vis, spierweefsel en lever, maar dat per weefsel-type de relatieve verschillen met PFOA wellicht vergelijkbaar zouden zijn. Dit bleek echter niet zo te zijn. In



tegenstelling tot PFOA, zijn voor de carboxylzuren vanaf PFNA de BAF's in hele vis, spier en lever wél vergelijkbaar.

Voor deze stoffen leidt de onderschatting van de accumulatie van PFOA in spierweefsel tot een onterechte overschatting van de RBF. Daarom is besloten de gegevens van Burkhard (2021) niet te gebruiken voor het berekenen van de RBF.

### 3.2.2 *Variatie in BAF voor hele vis*

Vervolgens is gekeken naar de bruikbaarheid van de gerapporteerde BAF's voor hele vis. Een nadeel van het reviewartikel is dat het - zonder nadere bestudering van de onderliggende studies - alleen metadata oplevert, namelijk een mediaan en standaardafwijking van de log BAF. Hoewel de mediane BAF van PFOA in hele vis redelijk in lijn is met de waarde uit de eerdere RIVM-evaluatie, is de spreiding wel heel groot. Dit geldt ook voor de andere PFAS. Uit de literatuur is bekend dat de variatie in BCF- en BAF-metingen altijd groot is, ook voor andere stofgroepen dan PFAS (Arnot & Gobas, 2006; Wassenaar et al., 2020). Burkhard (2021) geeft zelf nog een aantal andere redenen. Soms zijn er maar weinig metingen beschikbaar, zoals bijvoorbeeld voor PFBA en PFPeA (n=6 en 7), maar ook als er meer studies zijn kan de variatie groot zijn. Tussen studies bestaan er verschillen in omstandigheden, bemonsterde vissoorten en analysemethoden. In sommige studies zijn de concentraties in hele vis berekend vanuit de waarden voor de afzonderlijke organen en dit is minder precies dan metingen aan een heel vismonster. Verder zou ook hier de concentratie-afhankelijkheid een rol kunnen spelen. Doordat concentraties verschillen tussen monsterlocaties, levert dit andere BAF's. Daarnaast wordt er in veldstudies meestal geen onderscheid gemaakt tussen lineaire en vertakte isomeren, terwijl de opname mogelijk wel verschilt tussen beide vormen. Ook kan het zijn dat de samenstelling van het PFAS-mengsel de bioaccumulatie van de afzonderlijke PFAS beïnvloedt (Burkhard, 2021).

De grote variatie tussen studies maakt de mediane log-BAF onzeker en daarmee ook de RBF. Er is nog gekeken naar de mogelijkheid om een gewogen gemiddelde RBF te berekenen uit de BAF's voor hele vis, spier en lever, waarbij rekening wordt gehouden met het aantal waarnemingen waarop de BAF's zijn gebaseerd. Door het grotere aantal metingen in spierweefsel, heeft de te hoge RBF voor spierweefsel echter nog steeds onevenredig veel invloed op de uitkomst.

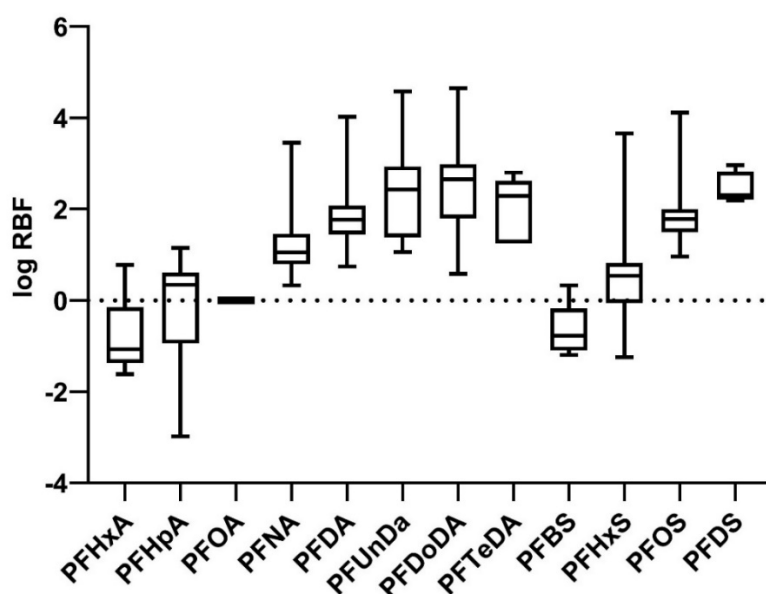
### 3.2.3 *RBF bepalen per studie*

Met het oog op het bovenstaande zou het beter zijn om per studie de RBF te berekenen in plaats van uit te gaan van mediane of gemiddelde BAF's. Dit geeft per studie een set RBF's die eenduidig zijn bepaald met behulp van concentraties van PFOA en andere PFAS die op dezelfde manier zijn gemeten in dezelfde monsters. Dit maakt de berekende RBF betrouwbaarder en geeft bovendien de mogelijkheid om de variatie in RBF te kwantificeren, iets wat op basis van de mediane log BAF niet mogelijk is. Binnen het tijdsbestek van deze opdracht was het echter niet mogelijk om een uitgebreide literatuurstudie uit te voeren. De database uit de 'supporting information' bij Burkhard (2021) is ook niet geschikt voor dit doel. Bij controle van een aantal sleutelstudies bleek

het namelijk niet mogelijk om de gerapporteerde BAF's te reconstrueren. Daarom is ervoor gekozen om de RBF's te berekenen op basis van vier kwalitatief goede voedselwebstudies (Fang et al., 2014; Houde et al., 2006; Loi et al., 2011; Xu et al., 2014). Deze studies zijn ook gebruikt bij de beoordeling van PFOA in Verbruggen et al. (2017). Ze zijn geselecteerd omdat het goed gedocumenteerde studies zijn waarin meerdere PFAS zijn gemeten in vissen van verschillende trofische niveaus. Het nadeel van deze werkwijze is dat het een relatief kleine subset van studies is, die niet zoveel PFAS afdekken als de studie van Burkhard. Het grote voordeel van de werkwijze is dat systematische fouten in bijvoorbeeld de analyse van het vis- of watermonster veel minder doorwerken, omdat alle PFAS-concentraties binnen één studie op dezelfde manier zijn gemeten en afgezet tegen de PFOA-concentratie in dezelfde monsters. Dit geldt zowel voor de watermonsters als de vismonsters, die ook voor deze set van stoffen bestaan uit een combinatie van monsters voor hele vis en voor spierweefsel. Zoals gezegd is het ook een groot voordeel dat hierdoor de variatie in RBF's inzichtelijk kan worden gemaakt. Er zijn echter meer relevante veldstudies en omdat de RBF's op beperkte gegevens zijn gebaseerd, moeten de risicogrenzen als indicatief beschouwd worden (zie verder 5.1).

### 3.3 Berekening Relatieve Bioaccumulatie Factoren

Een uitgebreide beschrijving van de vier studies is te vinden in Verbruggen et al. (2017). Voor deze notitie zijn de gemeten concentraties van PFOA in vis en water aangevuld met die van de andere PFAS die in de desbetreffende studies zijn onderzocht. Per studie zijn 5 tot 10 verschillende vissensoorten geanalyseerd op 7 tot 12 PFAS. Op basis hiervan zijn binnen elke studie de BAF's berekend op basis van hele vis of spierweefsel en vervolgens zijn hieruit de bijbehorende individuele RBF's berekend voor elke vissoort uit elke studie. De berekende RBF's staan weergegeven in Figuur 1, details zijn te vinden in Bijlage 3.



*Figuur 1* Relatieve Bioaccumulatie Factoren (RBF) voor PFAS in vis op basis van bioaccumulatiefactoren (BAF) gemeten in vier veldstudies. De box is het 25-75<sup>e</sup> percentiel van de log RBF, het streepje de mediaan, de staafjes het minimum en maximum. De horizontale stippellijn is de log RBF van PFOA (RBF = 1).

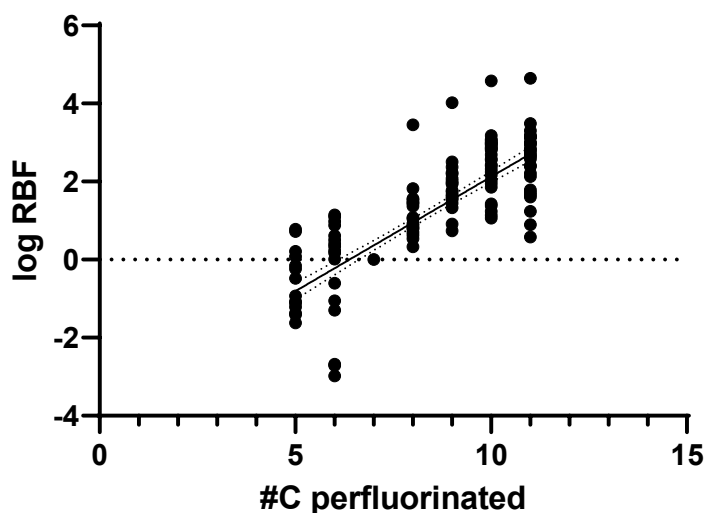
Omdat er lang niet voor alle PFAS een experimentele RBF kan worden berekend, is geprobeerd de ontbrekende waarden aan te vullen. Voor de carboxylzuren lijkt er een verband met ketenlengte, al is de waarde voor PFHpA hoger dan verwacht. Vanaf PFUnDA vlakt de stijging in de mediane RBF af om na PFDoDA te dalen. Dit komt waarschijnlijk doordat de moleculen zo groot zijn, dat de opname door vissen afneemt. Lineaire regressie van de log RBF en het aantal geperfluorineerde C-atomen ( $\#C_{\text{perfluor}}$ ) geeft voor de stoffen PFHxA tot en met PFDoDA de volgende vergelijking:

$$\log \text{RBF} = 0,5861 \times \#C_{\text{perfluor}} - 3,799; r^2=0,661; n=297 \quad \text{vgl. 7}$$

Als we kijken naar de sulfonzuren (vanaf PFBS), lijkt er ook een lineair verband tussen de log RBF en de ketenlengte. Lineaire regressie van de log RBF en het aantal geperfluorineerde C-atomen geeft de volgende vergelijking:

$$\log \text{RBF} = 0,5858 \times \#C_{\text{perfluor}} - 2,970; r^2=0,640; n=72 \quad \text{vgl. 8}$$

Beide PFAS-groepen hebben vrijwel dezelfde richtingscoëfficiënt, met andere woorden, de toename in log RBF per extra geperfluorineerd koolstofatoom is hetzelfde voor de carboxylzuren en sulfonzuren. Dit is een extra aanwijzing dat het gevonden verband relevant is. Bij een nadere inspectie van de gegevens blijkt dat de bioaccumulatiegegevens voor PFOA relatief laag liggen; het datapunt 7,0, voor PFOA met 7 geperfluorineerde koolstofatomen en log RBF van nul, ligt net onder de regressielijn (zie Figuur 2 voor de carboxylzuren). Als aangenomen wordt dat dit een afwijking is die per toeval wordt veroorzaakt en het gevolg is van de kleine data set van vier studies, dan moeten alle RBF waarden die uit de regressie worden gehaald, nog gedeeld worden door de RBF van 2,31 voor PFOA uit de regressie. Hiermee houdt PFOA een RBF van 1 als referentiepunt en zit er ook geen onregelmatigheid in de trend van RBF waarden. Dit levert de RBF waarden op voor de carboxyl- en sulfonzuren die in Tabel 2 staan.



*Figuur 2 Regressie van de logaritme van de Relatieve Bioaccumulatie Factor (RBF) en het aantal geperfluorineerde C-atomen voor perfluorcarboxylzuren.* Net als voor de RPF is gedaan, kan voor de fluortelomeersulfonzuren worden teruggevallen op de RBF van de afbraakproducten of precursors, indien beschikbaar. De stof 4:2 FTS breekt af tot PFPeA, waarvoor een geëxtrapoleerde RBF beschikbaar is. Voor 6:2 FTS is de RBF van PFHpA gebruikt en voor 8:2 FTS die van PFNA. Analoog daaraan is voor 6:2 FTOH en 8:2 FTOH gekozen voor de RBF's van PFHpA en PFNA. Opgemerkt moet worden dat er hierdoor wel een mogelijke inconsistentie ontstaat tussen RPF's en RBF's voor de fluortelomeren. Voor 6:2 FTOH en 8:2 FTOH zijn relatief lage experimentele RPF's van 0,02 en 0,04 beschikbaar uit Bil et al. (2021). Deze zijn nu gecombineerd met RBF's voor de afbraakproducten PFHpA en PFNA. Deze afbraakproducten hebben zelf een hogere RPF en die is gebruikt voor 6:2 en 8:2 FTS (zie ook de opmerking hierover in 2.4). Voor FOSA, EtFOSAA en MeFOSAA is de RBF voor PFOS gebruikt.

Voor PFHxDA en PFODA is geen RBF te schatten, omdat niet duidelijk is hoe de afname van de bioaccumulatie vanaf PFDODA verloopt. Ook de studie van Burkhard (2021) vermeldt geen BAF's voor deze twee PFAS en er zijn voor zover bekend geen metingen gedaan in vis (Jonker, 2021; Kotterman et al., 2020; Leenders et al., 2020; Sneekes & Kotterman, 2020; Teunen et al., 2021; Zafeiraki et al., 2019). Voor HFPO-DA (GenX) en ADONA zijn er ook geen of te weinig veldmetingen om een RBF af te leiden. Bij het afleiden van een advieswaarde voor de beoordeling van GenX in oppervlaktewater heeft het RIVM bij gebrek aan gegevens gerekend met de BAF voor PFOA (RIVM, 2018), wat zou neerkomen op een RBF van 1. In het later verschenen 'Support Document' voor de identificatie van GenX als 'Substance of Very High Concern' (ECHA, 2019) wordt op basis van beperkte metingen aangenomen dat de BAF van GenX in karpers een factor 3 lager is dan van PFOA. Op basis daarvan wordt voorgesteld om een RBF van 0,3 toe te passen.

Tabel 2 geeft een overzicht van alle berekende en geëxtrapoleerde RPF- en RBF-waarden, afgerond op een significant cijfer. Tabel 2 laat eenvoudig zien welke PFAS – voor zover nu bekend – in verhouding het meeste zullen bijdragen aan de totale toxiciteit van een PFAS-mengsel

in oppervlaktewater. Dit zijn vooral de PFAS met een hoge RPF en/of RBF, zoals PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFHpS, PFOS en PFDS. Uiteraard kunnen ook PFAS met een lagere combinatie van RPF en RBF bijdragen, als de concentratie in het water hoog genoeg is.

*Tabel 2 Relatieve Bioaccumulatie Factoren (RBF) voor PFAS in vis op basis van bioaccumulatiefactoren (BAF) gemeten in vier veldstudies. Ter informatie is ook de Relatieve Potentie Factor (RPF) gegeven. RBF waarden voor C4-C12 perfluorcarboxylzuren, C4-C10 perfluorsulfonzuren en het aftelpunt voor PFOA zijn bepaald met lineaire regressie van de BAF en geperfluoreerde ketenlengte. Alle waarden afgerond op een significant cijfer.*

	<b>PFAS</b>	<b>RPF</b>	<b>RBF</b>
<b>Carboxylzuren</b>	PFBA	0,05	0,005
	PFPeA	0,05 <sup>a</sup>	0,02
	PFHxA	0,01	0,07
	PFHpA	1 <sup>b</sup>	0,3
	PFOA	1	1
	PFNA	10	4
	PFDA	10 <sup>c</sup>	10
	PFUnDA	4	60
	PFDoDA	3	200
	PFTrDA	3 <sup>d</sup>	100
	PFTeDA	0,3	40
	PFHxDA	0,02	
	PFODA	0,02	
<b>Sulfon-zuren</b>	PFBS	0,001	0,1
	PFPeS	0,6 <sup>e</sup>	0,4
	PFHxS	0,6	2
	PFHpS	2 <sup>f</sup>	6
	PFOS	2	20
	PFDS	2 <sup>f</sup>	300
<b>Overige</b>	HFPO-DA (GenX)	0,06	0,3 <sup>i</sup>
	ADONA	0,03	
	6:2 FTOH	0,02	0,3 <sup>h</sup>
	8:2 FTOH	0,04	4 <sup>c</sup>
	4:2 FTS	0,05 <sup>g</sup>	0,02 <sup>g</sup>
	6:2 FTS	1 <sup>h</sup>	0,3 <sup>h</sup>
	8:2 FTS	10 <sup>c</sup>	4 <sup>c</sup>
	PFOSA=FOSA	2 <sup>f</sup>	20 <sup>f</sup>
	EtFOSAA	2 <sup>f</sup>	20 <sup>f</sup>
	MeFOSAA	2 <sup>f</sup>	20 <sup>f</sup>

a: read across naar PFBA

b: read across naar PFOA

c: read across naar PFNA

d: read across naar PFDoDA

e: read across naar PFHxS

f: read across naar PFOS

g: read across naar PFPeA

h: read across naar PFHpA

i: op basis van het SVHC support document voor HFPO-DA, p 42 (ECHA, 2019)



## 4 Toepassing methodiek in praktijk

### 4.1 Risicogrenzen voor individuele PFAS

Tabel 3 toont de risicogrenzen voor individuele PFAS, berekend volgens vergelijking 5 met behulp van de RPF's en RBF's uit Tabel 2. Deze risicogrenzen gelden voor de opgeloste concentratie, dus na filtratie, maar voor de meeste PFAS zal het verschil tussen opgeloste en totaal concentraties klein zijn vanwege de hoge wateroplosbaarheid in combinatie met de geringe sorptie aan zwevend stof. De risicogrenzen zijn geldig voor zoet en zout oppervlaktewater. Omdat de RPF's en RBF's met een significant cijfer zijn bepaald, zijn de berekende risicogrenzen ook afgerond op een significant cijfer.

*Tabel 3 Risicogrenzen voor PFAS in water (opgeloste fractie), berekend vanuit de risicogrenzen voor PFOA met de afgeronde Relatieve Potentie Factor (RPF) en Relatieve Bioaccumulatie Factor (RBF) en afgerond op een significant cijfer. Vanwege de leesbaarheid zijn voor een aantal PFAS de concentraties ook gegeven in pg/L. PFAS in rood: risicogrenzen gebaseerd op geëxtrapoleerde RPF's en/of RBF's. - = geen waarde afgeleid wegens ontbreken RBF.*

	PFAS	Risicogrenzen	
		ng/L	pg/L
Carboxylzuren	PFBA	1000	
	PFPeA	300	
	PFHxA	400	
	PFHpA	0,9	900
	<b>PFOA</b>	<b>0,3</b>	<b>300</b>
	PFNA	0,007	7
	PFDA	0,003	3
	PFUnDA	0,001	1
	PFDoDA	0,0004	0,4
	PFTrDA	0,0009	0,9
	PFTeDA	0,02	20
	PFHxDA	-	
	PFODA	-	
Sulfon- zuren	PFBS	3000	
	PFPeS	1	1000
	PFHxS	0,2	200
	PFHpS	0,02	20
	PFOS	0,007	7
	PFDS	0,0004	0,4
Overige	HFPO-DA (GenX)	10	
	ADONA	-	
	6:2 FTOH	40	
	8:2 FTOH	2	
	4:2 FTS	300	
	6:2 FTS	0,9	900
	8:2 FTS	0,007	7
	PFOSA=FOSA	0,007	7
	EtFOSAA	0,007	7
	MeFOSAA	0,007	7

De concentratie die betrouwbaar kan worden bepaald in oppervlaktewater ligt momenteel tussen 1 en 20 ng/L, voor sommige PFAS zijn rapportagegrenzen van 0,1 ng/L haalbaar (informatie van RWS<sup>4</sup>). De meeste PFAS hebben een lagere risicogrens. Dit betekent dat maar enkele PFAS op het niveau van de risicogrens kunnen worden aangetoond.

#### 4.2 **Vergelijking individuele risicogrenzen met meetgegevens**

Een uitgebreide evaluatie van meetgegevens valt buiten de reikwijdte van dit rapport. Om een eerste indruk te krijgen hoe de voorgestelde risicogrenzen voor individuele PFAS zich verhouden tot gemeten concentraties, is gebruik gemaakt van de overzichtstabel met meetgegevens van PFAS in rijkswateren uit Jonker (2021). In tabel 3.1 van die rapportage staan de concentratieranges voor 13 PFAS die in 2020 zijn gemeten. De minimum en maximum concentraties zijn vermeld voor alle onderzochte locaties (inclusief twee meetpunten in Zeeuws-Vlaanderen waar hoge concentraties PFAS zijn aangetroffen), voor locaties in het kust- en zeegebied en voor locaties in binnenwateren, beide laatste zonder de twee hoog belaste meetpunten. Voor details wordt verwezen naar het betreffende rapport.

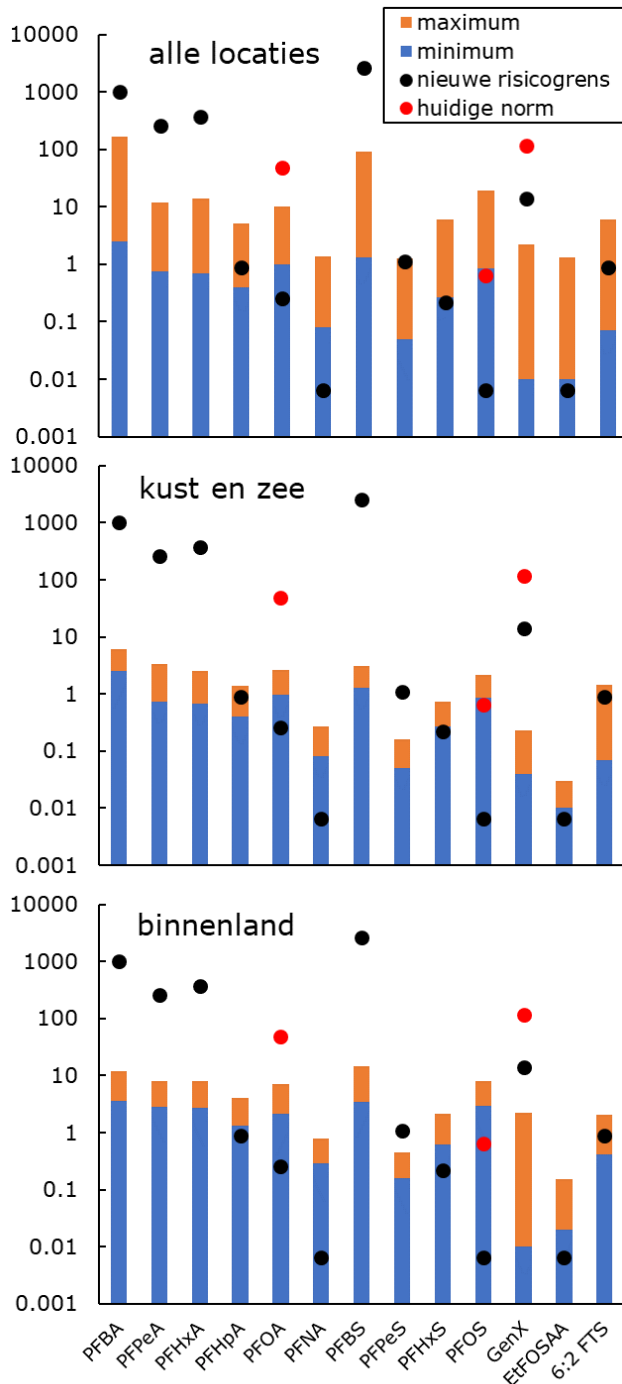
In de onderstaande figuren staan de gerapporteerde minimum en maximum concentraties van de 13 PFAS en de individuele risicogrenzen uit Tabel 3. Uit de figuren volgt dat overschrijdingen van de hier afgeleide risicogrenzen zijn te verwachten voor PFHpA, PFOA, PFNA, PFHxS, PFOS, EtFOSAA en 6:2 FTS. Er moet worden opgemerkt dat de gemeten concentraties betrekking hebben op het totale watermonster, inclusief zwevend stof, terwijl de risicogrenzen zijn berekend voor de opgeloste fractie. Dit betekent dat de overschrijding van de risicogrenzen in deze vergelijking zou kunnen worden overschat en dit zou een verschil kunnen maken voor de stoffen waarvoor nu alleen de hoogst gemeten waarden de risicogrens overschrijden (PFHpA, 6:2 FTS en wellicht PFHxS). We verwachten niet dat een correctie voor de opgeloste fractie het beeld voor PFOA, PFNA, PFOS en EtFOSAA zo zal veranderen dat er geen overschrijdingen meer zijn.

In deze vergelijking is alleen gekeken naar de relatief kleine set van 13 individuele PFAS die Jonker (2021) noemt in zijn samenvattende tabel 3.1 en er is geen rekening gehouden met de gecombineerde toxiciteit van het totale PFAS mengsel. In de volgende paragraaf staan voorbeelden van een mengselbeoordeling en in het eerste voorbeeld van een afvalwatermonster is te zien dat PFDoDA en PFUnDA een grote bijdrage kunnen leveren aan de totale  $\Sigma$ PEQ (zie 4.3). Deze stoffen werden in rijkswateren niet boven de rapportagegrens aangetroffen<sup>5</sup>.

<sup>4</sup> De LOQ is afhankelijk van het type monster en verschilt per laboratorium. Laboratoria werken aan verbetering van de analysemethoden, dit kan leiden tot lagere LOQ's in de toekomst.

<sup>5</sup> Zie voetnoot bij de tabellen in bijlage F van Jonker (2021).





Figuur 3 Vergelijking tussen concentraties van 13 individuele PFAS op meetlocaties in rijkswateren met de in dit rapport afgeleide risicogrenzen. De Weergegeven zijn de minimum (blauw) en maximum (oranje) gehalten zoals gemeten in 2020. Boven: alle locaties, inclusief twee hoog belaste locaties in Zeeuws Vlaanderen; midden en onder: overige locaties in het kust- en zeegebied en in het binnenland. Meetgegevens zijn afkomstig uit tabel 3.1 van Jonker (2021), de risicogrenzen (zwarte bolletjes) staan in Tabel 3 van dit rapport, de huidige waterkwaliteitsnormen zijn weergegeven met rode bolletjes.

### 4.3 Voorbeeld toetsing van PFAS-mengsels

De manier waarop PFAS-mengsels kunnen worden getoetst volgens vergelijking 4, kan worden toegelicht aan de hand van twee praktijkvoorbeelden. Het eerste is een afvalwatermonster waarin 13 PFAS zijn aangetroffen (zie Tabel 4). Rekening houdend met de relatieve potentie en bioaccumulatie ten opzichte van PFOA, bevat dit monster afgerond 5 µg PEQ/L, dit is ruim 16000 keer hoger dan de risicogrens voor PFOA van 0,3 ng/L. Opgemerkt wordt dat het monster ook niet voldoet aan de nu geldende individuele normen voor PFOA, PFOS en GenX van respectievelijk 48, 0,65 en 118 ng/L. In dit voorbeeld leveren PFDA en PFUnDA met 35 en 21% de grootste bijdrage aan de ΣPEQ. Ook hier moet rekening worden gehouden met het feit dat de metingen waarschijnlijk zijn gedaan in totaalmonsters, terwijl de risicogrens is gebaseerd op de opgeloste concentratie. Een correctie naar de opgeloste fractie zou de overschrijding iets kleiner kunnen maken.

Tabel 4 Voorbeeldberekening van de totale concentratie PFAS in een afvalwatermonster, uitgedrukt in PFOA-equivalenten (ΣPEQ).

Afkorting	Nederlandse naam	Concentratie [ng/L]	RPF	RBF	PEQ [ng/L]
<b>Carboxylzuren</b>					
PFBA	Perfluorbutaanzuur	1587	0,05	0,005	0,40
PFPeA	Perfluorpentaanzuur	490	0,05	0,02	0,49
PFHxA	Perfluorhexaanzuur	781	0,01	0,07	0,55
PFHpA	Perfluorheptaanzuur	106	1	0,3	32
PFOA	Perfluoroctaanzuur	144	1	1	144
PFNA	Perfluornonaanzuur	10	10	4	400
PFDA	Perfluordecaanzuur	16	10	10	1600
PFUnDA	Perfluorundecaanzuur	4	4	60	960
Afkorting	Nederlandse naam	Concentratie [ng/L]	RPF	RBF	PEQ [ng/L]
<b>Sulfonzuren</b>					
PFBS	Perfluorbutaansulfonzuur	146	0,001	0,1	0,015
PFHxS	Perfluorhexaansulfonzuur	696	0,6	2	835
PFOS	Perfluoroctaansulfonzuur	13	2	20	520
Afkorting	Nederlandse naam	Concentratie [ng/L]	RPF	RBF	PEQ [ng/L]
<b>Overige</b>					
HFPO-DA	GenX	354	0,06	0,3	6,4
6:2 FTS	Fluortelomeer sulfonzuur	328	1	0,3	98
					<b>ΣPEQ = 5 µg/L</b>

Een tweede voorbeeld is een oppervlaktewatermonster dat is geanalyseerd op 11 verschillende PFAS (Tabel 5). In dit monster zorgen PFDA en PFOS samen voor 87% van de ΣPEQ van afgerond 0,1 µg/L, die ruim 300 keer hoger is dan de risicogrens van 0,3 ng/L. Ook hier voldeed het monster niet aan de huidige norm voor PFOS van 0,65 ng/L. Net als hierboven zouden de metingen nog wel moeten worden

gecorrigeerd naar de opgeloste fractie, maar dit zal geen invloed hebben op de conclusie dat de risicogrens ruimschoots wordt overschreden.

Tabel 5 Voorbeeldberekening van totale concentratie PFAS in een oppervlakte-watermonster, uitgedrukt in PFOA-equivalenten ( $\Sigma$ PEQ).

Afkorting	Nederlandse naam	Concentratie [ng/L]	RPF	RBF	PEQ [ng/L]
<b>Carboxylzuren</b>					
PFBA	Perfluorbutaanzuur	2,02	0,05	0,005	0,00051
PFPeA	Perfluorpentaanzuur	1,89	0,05	0,02	0,0019
PFHxA	Perfluorhexaanzuur	2,45	0,01	0,07	0,0017
PFHpA	Perfluorheptaanzuur	1,85	1	0,3	0,56
PFOA	Perfluoroctaanzuur	4,49	1	1	4,5
PFNA	Perfluornonaanzuur	0,345	10	4	14
PFDA	Perfluordecaanzuur	0,235	10	10	24
<b>Afkorting Nederlandse naam Concentratie [ng/L] RPF RBF PEQ [ng/L]</b>					
<b>Sulfonzuren</b>					
PFBS	Perfluorbutaansulfonzuur	1,89	0,001	0,1	0,00019
PFHxS	Perfluorhexaansulfonzuur	0,594	0,6	2	0,71
PFOS	Perfluoroctaansulfonzuur	2,59	2	20	104
<b><math>\Sigma</math>PEQ = 0,1 <math>\mu</math>g/L</b>					



## 5 Discussie

### 5.1 Onzekerheden in TWI, RPF en RBF

De onzekerheden bij de implementatie van de EFSA-TWI en de toepassing van de RPF-methode zijn in diverse RIVM-notities toegelicht (RIVM, 2020a,b, 2021a). Sinds de publicatie van de RIVM-notities zijn er in de wetenschappelijke literatuur discussies gevoerd over de RPF-methode (Bil et al., 2022; Rietjens et al., 2022). Deze recente discussies geven inzicht in de wetenschappelijke onzekerheden rond de RPF-methode en de overwegingen van het RIVM om deze methode te gebruiken.

De onzekerheden in BAF's zijn in paragraaf 3.2 aangestipt. Ze zijn ook genoemd in het Europese PFAS-dossier in het kader van de herziening van de Richtlijn prioritare stoffen onder de KRW<sup>6</sup>. Daar zal er waarschijnlijk voor worden gekozen om de doorrekening naar waternormen alleen te maken voor PFOA en PFOS en daarnaast een biotanorm voor te stellen voor het PFAS-mengsel. Zoals in de inleiding is uitgelegd (zie 1.3) zijn biotanormen of risicogrenzen in vis geen oplossing voor de vergunningverlening. Op dit moment zien we het toepassen van RBF's als enige mogelijkheid om op een pragmatische manier mengsels van PFAS in water te kunnen toetsen aan de risicogrenzen voor humane visconsumptie. Vanwege de onzekerheden in de RPF's maar met name in de RBF's, moeten de afgeleide risicogrenzen als indicatief beschouwd worden.

De RBF's zijn telkens berekend binnen één studie, waardoor systematische fouten en verschillen in omstandigheden tussen studies minder doorwerken. Het idee was dat de absolute hoogte van de BAF's weliswaar verschilt tussen studies, maar dat door deze werkwijze de relatieve verschillen met PFOA wellicht meer vergelijkbaar zouden zijn tussen studies. Er blijkt echter nog steeds een aanzienlijke variatie in RBF's te zijn, ook tussen vissoorten in één studie. Per PFAS beslaat de range van RBF's 0,8 tot 4,9 log-eenheden, dat is een factor 5 tot 80000 verschil. De grootste variatie is gevonden voor PFHpA, PFDoDA en PFHxS (zie ook Figuur 1), voor PFDS, PFBD, PFTeDA en PFHxA liggen de RBF's dicht bij elkaar. Een manier om hier meer zicht op te krijgen is om meer veldstudies te evalueren en de dataset zo goed mogelijk aan te vullen. Hiervoor zouden de overige veldstudies uit Verbruggen et al. (2017) en Burkhard (2021) kunnen worden gebruikt, alsmede meerdere zeer recente veldstudies. De meetgegevens in vis en water die zijn gebruikt door Jonker (2021) zouden mogelijk ook bruikbaar zijn, hoewel volgens die studie PFOA maar in vijf vissenmonsters is gevonden waardoor alleen voor die vissen een RBF kan worden bepaald. We moeten er echter rekening mee houden dat de variatie groot zal blijven, ook als de dataset wordt uitgebreid met meer veldstudies; waarschijnlijk geven de studies die nu zijn gebruikt al een redelijk representatief beeld.

<sup>6</sup> Concept dossier beschikbaar via: <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/44c2004a-d899-45d0-8cb9-33892180a923>

## 5.2 Toepassing op beperkte groep PFAS

De beschikbaarheid van RPF's en RBF's is een belangrijk punt van aandacht. De omrekening van de EFSA-TWI naar risicogrenzen in biota en water is alleen mogelijk voor de PFAS waarvoor zowel een RPF als RBF beschikbaar is. Andere PFAS die in water worden aangetroffen kunnen niet worden meegenomen in een risicobeoordeling van het mengsel en het is mogelijk dat daarmee het totale risico wordt onderschat.

Er zijn RPF's gepubliceerd voor 23 PFAS en in dit rapport zijn een paar ervan ook van toepassing verklaard op moederstoffen of precursors. Samen dekken ze voor het grootste deel de PFAS af die nu in vis, effluënten en oppervlaktewater worden aangetroffen in Nederland. Daarbij moet wel worden opgemerkt dat er doorgaans een verband is tussen het aantreffen van stoffen en de beschikbaarheid van (eco)toxicologische gegevens en omgekeerd. Als stoffen vaak worden aangetroffen, is er aanleiding om te kijken naar de effecten en als bekend is dat een stof toxisch is, kan dat een reden zijn om de aanwezigheid in het milieu en biota te onderzoeken. Doordat de analysetechnieken steeds beter worden, kunnen meer PFAS worden gemeten en zal er meer aandacht komen voor nu nog onbekende PFAS (zie onder).

Uitgaande van de huidige set van stoffen met een RPF, zouden nieuwe RBF's nodig zijn voor alle PFAS waarvoor nu geen RBF beschikbaar is en beter onderbouwde RBF's voor de PFAS waarvoor een onzekere of een geëxtrapoleerde waarde is gebruikt (PFBA, PFPeA, PTrDA, PFHxDA, PFDODA, HFPO-DA (GenX), ADONA, 6:2 en 8:2 FTOH, 4:2, 6:2 en 8:2 FTS en FOSA's). Voor PFBA en PFPeA biedt de review van Burkhard (2021) wel aanknopingspunten, maar voor de andere stoffen vermeldt die geen of maar een enkele studie en zou verder moeten worden gezocht in de openbare literatuur en/of in de meetdata van Rijkswaterstaat. Voor de stoffen waarvan de RPF's ruim lager zijn dan 1, heeft het mogelijk minder prioriteit om RBF's af te leiden, omdat deze een kleinere bijdrage leveren aan de toxiciteit van het mengsel. HFPO-DA is 17 keer minder potent dan PFOA en is in paling niet aangetroffen boven de detectielimiet (Leenders et al., 2020). Dit is een aanwijzing dat de relatieve bijdrage van deze stof aan het totale risico van milieumonsters bescheiden is. Dit wil overigens niet zeggen dat HFPO-DA als individuele stof aan de norm of risicogrens voldoet, alleen tellen de andere PFAS zwaarder mee in de  $\Sigma$ PEQ (zie voorbeeld 1 in paragraaf 4.3). Gezien het bovenstaande is het met name zinvol om verder onderzoek te doen naar de RBF's (en RPF's) voor 6:2 FTS, 8:2 FTS, FOSA, EtFOSAA en MeFOSAA, omdat deze stoffen en hun afbraak- of vormingsproducten in watermonsters zijn aangetroffen, relatief potent zijn en bioaccumuleren.

De technieken voor de chemische analyse van PFAS in watermonsters ontwikkelen zich in hoog tempo en dit levert steeds langere lijsten van geanalyseerde en aangetroffen PFAS. Het verdient aanbeveling om na verloop van tijd na te gaan of de lijst RPF's en RBF's nog voldoende dekkend is. Hierbij moet wel worden bedacht of het zinvol is om veel tijd te steken in het achterhalen van het precieze risico van een monster,

omdat enkele individuele PFAS nu al leiden tot overschrijding van de risicogrenzen (zie 4.2 en 4.3). Bovendien is het de vraag of de analytische technieken ooit voldoende zullen zijn om individuele PFAS voldoende gevoelig te meten in water (zie ook 5.4). Voor het beoordelen van specifieke PFAS uit specifieke bronnen zouden aanvullende RPF's en RBF's wel zinvol kunnen zijn.

### 5.3 Vergelijking met huidige normen

De hier voorgestelde methodiek is bedoeld om mengsels van PFAS te toetsen, maar kan ook worden gebruikt om risicogrenzen te berekenen voor individuele PFAS (zie paragraaf 4.1). Er zijn in Nederland nu waterkwaliteitsnormen vastgesteld voor drie PFAS: PFOS, PFOA en de GenX-stoffen (HFPO-DA). Hieronder wordt voor deze drie stoffen een vergelijking gemaakt tussen de geldende norm en de nieuwe voorstellen. Hierbij wordt met nadruk gesteld dat deze risicogrenzen alleen kunnen worden gebruikt als in specifieke situaties individuele PFAS moeten worden beoordeeld. Doorgaans zal een mengselbeoordeling nodig zijn.

Zoals in paragraaf 3.1 is vermeld, geldt voor PFOA een beleidsmatig vastgestelde waterkwaliteitsnorm van 48 ng/L voor zoet en zout water. Op basis van de EFSA-TWI is nu een risicogrens van 0,3 ng/L afgeleid, dit is 160 keer lager dan de nu geldende norm. Dit komt deels door de veel lagere gezondheidskundige grenswaarde. De huidige norm is gebaseerd op een Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) van 12,5 ng/kg lichaamsgewicht per dag (Zeilmaker & Janssen, 2016). De kritische inname van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht die door EFSA is afgeleid, is 20 keer lager. Daarbij is er in dit advies gerekend met een hogere bioaccumulatiefactor, omdat rekening is gehouden met het feit dat de bioaccumulatie van PFOA concentratie-afhankelijk is.

Voor PFOS gelden de Europese biota- en waternormen uit het *Besluit kwaliteitseisen en monitoring water* (BKMW). De huidige waterkwaliteitsnormen zijn 0,65 ng/L voor zoet water en 0,13 ng/L voor zout water. Rekening houdend met de EFSA-TWI en het verschil in de toxicologische potentie en bioaccumulatie ten opzichte van PFOA, is een nieuwe risicogrens berekend van afgerond 0,007 ng/L (7 pg/L). Deze geldt voor zoet en zout water en is ruim 18 tot ruim 90 keer lager dan de huidige normen. Dit komt vooral door de aanpassing van de gezondheidskundige grenswaarde. De huidige Europese normen zijn berekend met een TDI van 150 ng/kg lichaamsgewicht per dag. Zonder rekening te houden met de hogere potentie van PFOS, is de kritische inname van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht volgens EFSA al 240 keer lager dan deze waarde. Rekening houdend met de RPF van 2, is er een factor 480 verschil tussen de oude TDI en de EFSA-waarde. Het verschil tussen de huidige normen en de nieuwe risicogrens is minder groot dan deze factor, dit komt doordat in dit rapport de bioaccumulatie lager is ingeschat dan bij de eerdere Europese beoordeling.

Voor de GenX-stoffen is een toetswaarde van 118 ng/L geadviseerd voor de beoordeling van de waterkwaliteit (RIVM, 2018). Deze waarde is berekend met behulp van een voorlopige TDI van 21 ng/kg lichaamsgewicht per dag (Janssen, 2016). Dit is een factor 1,7 hoger

dan de toenmalige TDI voor PFOA. Op basis van de RPF van 0,06 is het verschil in toxicologische potentie een factor 17. Bij gebrek aan gegevens over de bioaccumulatie van HFPO-DA, is voor de advieswaarde uitgegaan van de BAF voor PFOA. Op basis van het SVHC-rapport is nu een RBF van 0,3 aangehouden, waardoor de risicogrens afgerond uitkomt op 10 ng/L. Dit is bijna 12 keer lager dan de huidige advieswaarde. Dit verschil wordt wederom volledig verklaard door de lage waarde van de EFSA-TWI, aangezien zowel de relatieve toxische potentie als de relatieve bioaccumulatie in dit rapport lager worden ingeschat dan voor de advieswaarde in 2018.

#### **5.4 Beperkingen van de chemische analyse**

Sommige laboratoria kunnen een aantal PFAS meten tot op 0,1 ng/L. Voor de meeste laboratoria ligt de laagste concentratie waarop een PFAS betrouwbaar kan worden gemeten (rapportagegrens of limit of quantification, LOQ) echter tussen de 1 en 20 ng/L. Er zijn maar een paar PFAS waarvoor deze LOQ lager is dan de risicogrens. Dit zijn logischerwijs de PFAS die relatief weinig toxisch zijn en weinig bioaccumuleren. De PFAS die het meeste bijdragen aan het risico via visconsumptie, kunnen niet in oppervlaktewater worden aangetoond op het niveau van de risicogrens. Dit is niet onverwacht, want dit is een van de redenen om terug te vallen op een risicogrens of norm in biota in plaats van een concentratie in water. Het is niet realistisch te veronderstellen dat de analytische technieken zo worden verbeterd dat de carboxylzuren vanaf PFNA en sulfonzuren vanaf PFHpS binnen afzienbare tijd op het niveau van de risicogrens zullen kunnen worden gemeten. Dit betekent dat het niet-aantreffen van een PFAS in water nog geen garantie is dat het risico acceptabel is. Andersom geldt voor de meeste PFAS dat als ze worden aangetoond, dit gelijk een (forse) overschrijding van de risicogrens betekent.

Een eerste vergelijking met meetgegevens uit 2020 van 13 PFAS in rijkswateren laat zien dat dit is te verwachten voor PFOA, PFNA, PFOS en EtFOSAA en mogelijk ook voor PFHpA, 6:2 FTS en PFHxS. Hierbij is alleen gekeken naar de minimum en maximum concentraties van individuele PFAS over verschillende locaties en is nog geen rekening gehouden met het totale PFAS mengsel ter plaatse. Omdat de verhouding van PFAS kan verschillen tussen locaties en in de tijd, zou hiervoor per monster de  $\Sigma$ PEQ moeten worden berekend.

Met betrekking tot de analyse van watermonsters wordt opgemerkt dat de risicogrenzen zijn uitgedrukt als opgeloste concentratie, terwijl bij de monitoring van organische stoffen doorgaans totaal-water wordt geanalyseerd, dus inclusief zwevend stof. Algemeen geldt dat meten in gefiltreerde monsters een betere inschatting geeft van de risico's, maar momenteel gebeurt dit alleen voor metalen. Omdat de meeste PFAS goed oplosbaar zijn en maar beperkt aan gesuspenseerd materiaal binden, zal dit de conclusies waarschijnlijk niet veranderen.



## 6 Conclusies en aanbevelingen

Het RIVM heeft besloten om de gezondheidskundige waarde van EFSA voor de som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS te gebruiken als basis voor gezondheidskundige beoordelingen van PFAS. Met de EFSA-waarde en de KRW-methodiek als uitgangspunt, heeft het RIVM in 2021 een risicogrens voor oppervlaktewater geadviseerd van 0,077 ng/g vis, uitgedrukt als PFOA-equivalenten (PEQ) in biota. In de praktijk is er grote behoefte aan risicogrenzen voor PFAS uitgedrukt als concentraties in water, bijvoorbeeld voor het toetsen van restlozingen. Dit rapport geeft hiervoor een methode.

Met de hierboven genoemde risicogrenzen in biota en informatie over de bioaccumulatie van PFOA in vis, is een nieuwe risicogrens voor PFOA in zoet en zout oppervlaktewater berekend van 0,3 ng/L. Risicogrenzen voor andere PFAS kunnen hieruit worden afgeleid met behulp van kennis over de toxicologische potentie en de bioaccumulatie ten opzichte van PFOA. De combinatie van beide bepaalt of de risicogrenzen in water lager of hoger is dan die voor PFOA. Voor PFOS is een risicogrens berekend van 0,007 ng/L (7 pg/L) voor zoet en zout oppervlaktewater. Deze stof is potenter dan PFOA en heeft een hogere bioaccumulatie. Voor de GenX-stoffen, die minder potent zijn dan PFOA en zich minder ophopen in vis, is een risicogrens berekend van 10 ng/L, ook voor zoet en zout oppervlaktewater. De risicogrenzen voor PFOA en PFOS zijn 90-160 keer lager dan de nu geldende normen voor zoet water, de risicogrens voor de GenX-stoffen is 12 keer lager dan de huidige advieswaarde. De risicogrenzen voor PFOS en GenX moeten als indicatief beschouwd worden vanwege de onzekerheden in de RBF's, maar ze zullen geen ordegrottes hoger of lager worden als er meer bioaccumulatiegegevens zijn.

Aangezien PFAS in het milieu niet als individuele stof voorkomen, moet bij de toetsing van lozingen of oppervlaktewatermonsters rekening worden gehouden met alle PFAS in het mengsel. Dit kan met de in dit advies beschreven methode, voor zover er RPF's en RBF's beschikbaar zijn voor de PFAS die in een monster worden aangetroffen. Het RIVM beveelt aan om literatuuronderzoek te doen naar de RPF's en RBF's voor met name 6:2 FTS, 8:2 FTS, FOSA, EtFOSAA en MeFOSAA, omdat deze stoffen, hun afbraak- of vormingsproducten in (afval)water worden aangetroffen, relatief potent zijn en bioaccumuleren.

Het verdient verder aanbeveling om na verloop van tijd na te gaan of de lijst RPF's en RBF's nog voldoende dekkend is. De technieken voor de chemische analyse van PFAS in watermonsters ontwikkelen zich in hoog tempo en hierdoor zullen steeds meer PFAS worden geïdentificeerd. Hierbij geldt de kanttekening dat het kwantificeren van het precieze risico van een monster mogelijk minder zinvol is, omdat de nu bekende PFAS vaak al leiden tot overschrijding van de risicogrenzen, zelfs zonder dat rekening wordt gehouden met het totale mengsel. Voor het beoordelen van situaties waarin een specifieke PFAS wordt aangetroffen, zou een aanvulling wel nodig kunnen zijn.

De analytische technieken voor de meeste PFAS zijn niet toereikend om ze voldoende gevoelig te kunnen meten op het niveau van de individuele risicogrens. Dit betekent dat het niet-aantreffen van een PFAS in water geen garantie is dat het risico acceptabel is. Andersom geldt voor de meeste PFAS dat als ze worden aangetoond, dit gelijk een (forse) overschrijding van de risicogrens betekent. Op basis van een beperkte vergelijking met meetgegevens in Nederlandse rijkswateren uit 2020 is de verwachting dat dit het geval is voor een aantal PFAS, waaronder PFOS en PFOA. Hierbij is alleen gekeken naar de individuele stoffen en is nog geen rekening gehouden met het totale PFAS mengsel. Hoewel in dit rapport geen officiële toetsing van oppervlaktewatermonsters is uitgevoerd, geven deze resultaten aan dat land- en kustwateren niet voldoen aan de hier afgeleide risicogrenzen voor PFAS, waarbij elke nieuwe toevoeging zal leiden tot een verdere verslechtering. Om een goede vergelijking te kunnen maken met de risicogrenzen, adviseert het RIVM om voor alle stoffen bij de analyse van watermonsters uit te gaan van de opgeloste fractie, na filtratie.

## Dankwoord

De auteurs bedanken Theo Traas, Monique van der Aa, Charles Bodar, Gabriel Franken en Joke Herremans (RIVM), Anne Jans en Dorien ten Hulscher (Rijkswaterstaat-WVL) en de leden van de *Wetenschappelijke Klankbordgroep normstelling water en lucht* voor hun commentaar op eerdere versies van dit rapport.



## Literatuur

- Arnot JA, Gobas F. 2006. A review of bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) assessments for organic chemicals in aquatic organisms. *Env Rev* 14 (4): 257-297.
- Bil W, Zeilmaker M, Fragki S, Lijzen J, Verbruggen E, Bokkers B. 2021. Risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substance mixtures: a relative potency factor approach. *Environ Toxicol Chem* 40 (3): 859-870.
- Bil W, Zeilmaker M, Fragki S, Lijzen J, Verbruggen E, Bokkers B. 2022. Response to Letter to the Editor on Bil et al. 2021 "Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach". *Environmental Toxicology and Chemistry* 41 (1): 13-18.
- Burkhard L. 2021. Evaluation of published bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) data for per- and polyfluoroalkyl substances across aquatic species. *Environ Toxicol Chem*: 1530-1543.
- Derksen A, Baltussen J. 2021. PFAS in influent, effluent en zuiveringslib. Resultaten van een meetcampagne op acht RWZI's. Amersfoort, Nederland: STOWA. Rapport nr. 2021-46.
- EC. 2018. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Guidance Document No. 27. Updated version 2018. Document endorsed by EU Water Directors at their meeting in Sofia on 11-12 June 2018. Brussel: Europese Commissie.
- ECHA. 2019. Member State Committee Support Document for identification of 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propionic acid, its salts and its acid halides (covering any of their individual isomers and combinations thereof) as Substances of Very High Concern because of their hazardous properties which cause probable serious effects to human health and the environment which give rise to an equivalent level of concern to those of CMR and PBT/vPvB substances (Article 57f). Adopted on 26 June 2019. Helsinki, Finland: European Chemicals Agency. Beschikbaar via <https://echa.europa.eu/documents/10162/53fa6a5b-e95f-3128-ea9d-fa27f43b18bc>.
- EFSA. 2020. Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 18 (9): 6223.
- Fang S, Chen X, Zhao S, Zhang Y, Jiang W, Yang L, Zhu L. 2014. Trophic magnification and isomer fractionation of perfluoroalkyl substances in the food web of Taihu Lake, China. *Environ Sci Technol* 48: 2173–2182.
- Gebbink WA, Van Asseldonk L, Van Leeuwen SPJ. 2017. Presence of Emerging Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in River and Drinking Water near a Fluorochemical Production Plant in the Netherlands. *Environ Sci Technol* 51 (19): 11057-11065.
- GraphPad Software Inc. 2016. GraphPad Prism for Windows (computer programma). Versie 7.00. San Diego, CA, USA, GraphPad Software, Inc.

- Houde M, Bujas TD, Small J, Wells RS, Fair PA, Bossart GD, Solomon KR, Muir DCG. 2006. Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ Sci Technol* 2006 (40): 4138-4144.
- Jans ACH, Berbee RPM. 2020. Bronnen van PFAS voor het Nederlandse oppervlaktewater. Onderzoek uitgevoerd in opdracht van IenW DGWB voor de Werkgroep Aanpak Opkomende Stoffen. Lelystad, Nederland: Rijkswaterstaat, Water, Verkeer en Leefomgeving (WVL). Beschikbaar via <https://www.helpdeskwater.nl/@237967/bronnen-pfas-nederlandse-oppervlaktewater/>.
- Janssen P. 2016. Derivation of a lifetime drinking-water guideline for 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoic acid (FRD-902). Advies van 17 november 2016 aan Ministerie van IenM. Project nummer M/300007/16/PF.
- Jonker MTO. 2021. Poly- en perfluoroalkylstoffen (PFAS) in de Rijkswateren. Concentraties in water en biota tussen 2008 en 2020. Utrecht, Nederland: Institute for Risk Assessment Sciences, Universiteit Utrecht.
- Kotterman MJJ, De Hart MR, Sneekes AC. 2020. Biotamonitoring Rijkswateren t/m 2019. Deel II: Toegepaste methoden. IJmuiden, Nederland: Wageningen Marine Research. Rapport nr. C103/20.
- Leenders LL, Gerssen A, Nijrolder AWJM, Hoogenboom LAP, Kotterman MJJ, Van Leeuwen SPJ. 2020. Contaminanten in rode aal uit Nederlandse binnenwateren. Resultaten van 2019. Wageningen, Nederland: Wageningen Food Safety Research. Rapport nr. 2020.010.
- Loi EI, Yeung LWY, Taniyasu S, Lam PKS, Kannan K, Yamashita N. 2011. Trophic magnification of poly- and perfluorinated compounds in a subtropical food web. *Environ Sci Technol* 45: 5506-5513.
- Rietjens IMCM, Schriks M, Houtman CJ, Dingemans MML, van Wezel AP. 2022. Letter to the Editor on Bil et al. 2021 "Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach". *Environmental Toxicology and Chemistry* 41 (1): 7-12.
- RIVM. 2018. Memo advies voor beoordeling GenX in oppervlaktewater. Bijlage bij Kamerbrief over advieswaarde GenX in oppervlaktewater. IENW/BSK-2018/100600.
- RIVM. 2020a. Conclusie RIVM gebruik EFSA-TWI PFAS. RIVM-notitie 15 december 2020. <https://www.rivm.nl/documenten/notitie-conclusie-rivm-gebruik-efsa-twi-pfas>.
- RIVM. 2020b. Definitieve EFSA-opinie PFAS – wetenschappelijke overwegingen voor RIVM besluitvorming over EFSA-TWI. RIVM-notitie 15 december 2020. <https://www.rivm.nl/sites/default/files/2021-01/RIVM%20expert%20notitie%20EFSA-TWI%20PFAS%20%20beveiligd.pdf>.
- RIVM. 2020c. Status van een EFSA-opinie en de rol van een gezondheidskundige grenswaarde in verschillende beleidskaders. RIVM-notitie 15 december 2020. <https://www.rivm.nl/documenten/notitie-status-van-efsa-opinie-en-rol-van-gezondheidskundige-grenswaarde-in>.

- RIVM. 2021a. Notitie implementatie van de EFSA som-TWI PFAS. RIVM-notitie 7 april 2021. <https://www.rivm.nl/documenten/notitie-implementatie-van-efsa-som-twi-pfas>.
- RIVM. 2021b. Analyse bijdrage drinkwater en voedsel aan blootstelling EFSA-4 PFAS in Nederland en advies drinkwaterrichtwaarde. RIVM-notitie juni 2021. <https://www.rivm.nl/documenten/analyse-bijdrage-drinkwater-en-voedsel-aan-blootstelling-efsa-4-pfas-in-nederland>.
- RIVM. 2021c. Biotanorm voor PFAS in vis volgens de methodiek van de Kaderrichtlijn water. RIVM notitie juni 2021. <https://www.rivm.nl/documenten/biotanorm-voor-pfas-in-vis>.
- SCHEER. 2022. Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks SCHEER. Scientific Opinion on "Draft Environmental Quality Standards for Priority Substances under the Water Framework Directive" PFAS. Adopted at the plenary meeting on 25 March 2022. Beschikbaar via [https://ec.europa.eu/health/publications/scheer-scientific-opinion-draft-environmental-quality-standards-priority-substances-under-water\\_en](https://ec.europa.eu/health/publications/scheer-scientific-opinion-draft-environmental-quality-standards-priority-substances-under-water_en).
- Sneekes AC, Kotterman MJJ. 2020. Biotamonitoring Rijkswateren t/m 2019. Deel I: Toetsing en trends. IJmuiden, Nederland: Wageningen Marine Research. Rapport nr. C104/20.
- Teunen L, Bervoets L, Belpaire C, De Jonge M, Groffen T. 2021. PFAS accumulation in indigenous and translocated aquatic organisms from Belgium, with translation to human and ecological health risk. *Environ Sci Eur* 33 (39).
- Verbruggen EMJ, Wassenaar PNH, Smit CE. 2017. Water quality standards for PFOA : A proposal in accordance with the methodology of the Water Framework Directive. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. 2017-0044.
- Wassenaar PHN, Verbruggen EMJ, Cieraad E, W.J.G.M. P, Vijver MG. 2020. Variability in fish bioconcentration factors: Influences of study design and consequences for regulation. *Chemosphere* 239: 124731.
- Xu J, Guo C-S, Zhang Y, Meng W. 2014. Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in a eutrophic freshwater food web. *Environ Pollut* 184: 254-261.
- Zafeiraki E, Gebbink WA, van Leeuwen SPJ, Dassenakis E, Megalofonou P. 2019. Occurrence and tissue distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in sharks and rays from the eastern Mediterranean Sea. *Environmental Pollution* 252: 379-387.
- Zeilmaker MJ, Fragki S, Verbruggen EMJ, Bokkers BGH, Lijzen JPA. 2018. Mixture exposure to PFAS: A Relative Potency Factor approach. Bilthoven, Nederland: RIVM. Rapport nr. RIVM 2018-0070.
- Zeilmaker MJ, Janssen P. 2016. Afleiding richtwaarde voor PFOA in drinkwater voor levenslange blootstelling. Bilthoven, Nederland: RIVM.





## Bijlage 1 Overzicht PFAS

<b>Afkorting</b>	<b>Nederlandse naam</b>	<b>CAS nummer</b>	<b>Molecuulformule</b>
<b>Carboxylzuren</b>		<i>anion</i>	
PFBA	Perfluorbutaanzuur	45048-62-2	C <sub>3</sub> F <sub>7</sub> COOH
PFPeA	Perfluorpentaanzuur	45167-47-3	C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> COOH
PFHxA	Perfluorhexaanzuur	92612-52-7	C <sub>5</sub> F <sub>11</sub> COOH
PFHpA	Perfluorheptaanzuur	120885-29-2	C <sub>6</sub> F <sub>13</sub> COOH
PFOA	Perfluoroctaanzuur	45285-51-6	C <sub>7</sub> F <sub>15</sub> COOH
PFNA	Perfluornonaanzuur	72007-68-2	C <sub>8</sub> F <sub>17</sub> COOH
PFDA	Perfluordecaanzuur	73829-36-4	C <sub>9</sub> F <sub>19</sub> COOH
PFUnDA	Perfluorundecaanzuur	196859-54-8	C <sub>10</sub> F <sub>21</sub> COOH
PFDoDA	Perfluordodecaanzuur	171978-95-3	C <sub>11</sub> F <sub>23</sub> COOH
PFTTrDA	Perfluortridecaanzuur	862374-87-6	C <sub>12</sub> F <sub>25</sub> COOH
PFTeDA	Perfluortetradecaanzuur	365971-87-5	C <sub>13</sub> F <sub>27</sub> COOH
PFHxDA	Perfluorhexadecaanzuur	67905-19-5	C <sub>15</sub> F <sub>31</sub> COOH
PFODA	Perfluoroctadecaanzuur	16517-11-6	C <sub>17</sub> F <sub>35</sub> COOH
<b>Afkorting</b>	<b>Nederlandse naam</b>	<b>CAS nummer</b>	<b>Molecuulformule</b>
<b>Sulfonzuren</b>		<i>neutraalzuur</i>	
PFBS	Perfluorbutaansulfonzuur	375-73-5	C <sub>4</sub> F <sub>9</sub> SO <sub>3</sub> H
PFPeS	Perfluorpentaansulfonzuur	375-92-8	C <sub>5</sub> F <sub>11</sub> SO <sub>3</sub> H
PFHxS	Perfluorhexaansulfonzuur	355-46-4	C <sub>6</sub> F <sub>13</sub> SO <sub>3</sub> H
PFHpS	Perfluorheptaansulfonzuur	375-92-8	C <sub>7</sub> F <sub>15</sub> SO <sub>3</sub> H
PFOS	Perfluoroctaansulfonzuur	1763-23-1	C <sub>8</sub> F <sub>17</sub> SO <sub>3</sub> H
PFDS	Perfluordodecaansulfonzuur	335-77-3	C <sub>10</sub> F <sub>21</sub> SO <sub>3</sub> H
<b>Afkorting</b>	<b>Nederlandse naam</b>	<b>CAS nummer</b>	<b>Molecuulformule</b>
<b>Overige</b>			
HFPO-DA	Perfluor-2-propoxypropaanzuur (GenX)	13252-13-6	C <sub>6</sub> HF <sub>11</sub> O <sub>3</sub>
ADONA	Ammonium 4,8-dioxa3H-perfluornonanoaat	958445-44-8	C <sub>6</sub> HF <sub>12</sub> O <sub>2</sub> COO <sup>-</sup> NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>
6:2 FTOH	6:2 Fluortelomeer alcohol	647-42-7	C <sub>8</sub> H <sub>5</sub> F <sub>13</sub> O <sub>3</sub>
8:2 FTOH	8:2 Fluortelomeer alcohol	678-39-7	C <sub>10</sub> H <sub>5</sub> F <sub>17</sub> O <sub>3</sub>
4:2 FTS	4:2 Fluotelomeer sulfonzuur	757124-72-4	C <sub>6</sub> H <sub>4</sub> F <sub>9</sub> SO <sub>3</sub> H
6:2 FTS	6:2 Fluotelomeer sulfonzuur	27619-97-2	C <sub>8</sub> H <sub>4</sub> F <sub>13</sub> SO <sub>3</sub> H
8:2 FTS	8:2 Fluotelomeer sulfonzuur	39108-34-4	C <sub>10</sub> H <sub>4</sub> F <sub>17</sub> SO <sub>3</sub> H
FOSA=PFOSA	Perfluoroctaan sulfonamide	754-91-6	C <sub>8</sub> H <sub>2</sub> F <sub>17</sub> NO <sub>2</sub> S
EtFOSAA	Perfluoroctaansulfonyl-amide(N-ethyl)-azijnzuur	2991-50-6	C <sub>12</sub> H <sub>8</sub> F <sub>17</sub> NO <sub>4</sub> S
MeFOSAA	Perfluoroctaansulfonyl-amide(N-methyl)-azijnzuur	2355-31-9	C <sub>11</sub> H <sub>6</sub> F <sub>17</sub> NO <sub>4</sub> S

## Bijlage 2 Afleiding risicogrens in water bij concentratie-afhankelijke bioaccumulatie

De concentratie-afhankelijke bioaccumulatie wordt beschreven met de vergelijking  $\text{Log BAF} = a \log C_w + b$ , waarin  $C_w$  = concentratie in water.

Met  $C_w$  uitgedrukt in ng/L, geldt  $b = \log \text{BAF}$  bij 1 ng/L, omdat  $\log C_w = 0$ .

De BAF is de verhouding tussen de concentratie in biota ( $C_b$ ) en water ( $C_w$ ):

$$\text{Log BAF} = \log (C_b/C_w)$$

Uit beide vergelijkingen volgt:

$$\log (C_b/C_w) = a \log C_w + b$$

$$\log C_b - \log C_w = a \log C_w + b$$

$$\log C_b - b = (a + 1) \log C_w$$

$$\log C_w = (\log C_b - b) / (a + 1)$$

$$10^{\log C_w} = C_w = 10^{((\log C_b - b) / (a + 1))}$$

## Bijlage 3 Overzicht Relatieve Bioaccumulatie Factoren

Tabel B3.1 Samenvatting van de statistische parameters van de Relatieve Bioaccumulatie Factoren (RBF) voor PFAS zoals berekend met GraphPad Prism (GraphPad Software Inc., 2016). RBF's zijn berekend op basis van bioaccumulatiefactoren (BAF's) in hele vis of spierweefsel bepaald in veldstudies (Fang et al., 2014; Houde et al., 2006; Loi et al., 2011; Xu et al., 2014).

Substance	PFHxA	PFHpA	PFOA	PFNA	PFDA	PFUnDa	PFDoDA	PFTeDA	PFBS	PFHxS	PFOS	PFDS
<b>Number of values</b>	19	24	35	35	35	35	35	5	10	24	35	5
<b>Minimum</b>	-1,618	-2,982	0,000	0,3253	0,7392	1,061	0,5786	1,249	-1,195	-1,244	0,9625	2,187
<b>25% Percentile</b>	-1,372	-0,9423	0,000	0,7943	1,447	1,381	1,792	1,249	-1,101	-0,05876	1,495	2,203
<b>Median</b>	-1,074	0,3400	0,000	1,048	1,768	2,428	2,650	2,290	-0,7726	0,5356	1,779	2,303
<b>75% Percentile</b>	-0,1514	0,6114	0,000	1,460	2,077	2,932	2,986	2,616	-0,1752	0,8212	1,999	2,822
<b>Maximum</b>	0,7797	1,149	0,000	3,453	4,021	4,577	4,649	2,797	0,3287	3,661	4,111	2,960
<b>Range</b>	2,398	4,132	0,000	3,127	3,281	3,516	4,071	1,548	1,524	4,905	3,148	0,7725
<b>95% CI of median</b>												
<b>Actual confidence level</b>	98,08%	97,73%	95,90%	95,90%	95,90%	95,90%	95,90%	93,75%	97,85%	97,73%	95,90%	93,75%
<b>Lower confidence limit</b>	-1,372	-0,6082	0,000	0,9218	1,572	1,945	2,385	1,249	-1,139	-0,02648	1,598	2,187
<b>Upper confidence limit</b>	-0,1514	0,6088	0,000	1,374	1,984	2,837	2,811	2,797	-0,04958	0,7987	1,930	2,960
<b>Mean</b>	-0,7484	-0,2015	0,000	1,153	1,750	2,271	2,459	2,004	-0,6361	0,4650	1,833	2,471
<b>Std, Deviation</b>	0,7667	1,345	0,000	0,5471	0,6411	0,8523	0,8400	0,7134	0,5259	1,008	0,5329	0,3378
<b>Std, Error of Mean</b>	0,1759	0,2746	0,000	0,09247	0,1084	0,1441	0,1420	0,3190	0,1663	0,2057	0,09007	0,1510
<b>Lower 95% CI of mean</b>	-1,118	-0,7696	0,000	0,9648	1,530	1,978	2,170	1,118	-1,012	0,03946	1,650	2,051
<b>Upper 95% CI of mean</b>	-0,3788	0,3667	0,000	1,341	1,970	2,563	2,748	2,890	-0,2599	0,8904	2,016	2,890

**RIVM**

*De zorg voor morgen begint vandaag*