



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

Risicoschatting PFAS in recreatieplas Berkendonk in Helmond

RIVM-briefrapport 2021-0073
L. Geraets



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

Risicoschatting PFAS in recreatieplas Berkendonk in Helmond

RIVM-briefrapport 2021-0073
L. Geraets

Colofon

© RIVM 2021

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.

DOI 10.21945/RIVM-2021-0073

L. Geraets (auteur), RIVM

Contact:

Liesbeth Geraets

Centrum Veiligheid van Stoffen en Producten

liesbeth.geraets@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de gemeente Helmond.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Risicoschatting PFAS in recreatieplas Berkendonk in Helmond

Het RIVM heeft in 2018 een voorlopige risicoschatting uitgevoerd voor twee perfluoralkyl-stoffen (PFAS), namelijk PFOA en GenX, in de recreatieplas Berkendonk in Helmond. De voorlopige conclusie was toen dat er geen negatieve effecten zijn voor de gezondheid door te zwemmen in deze plas. Voor de risicobeoordeling zijn toen de gezondheidskundige grenswaarden voor PFOA en GenX gebruikt die het RIVM in 2016 voor deze stoffen bepaalde.

In opdracht van de gemeente Helmond heeft het RIVM dit onderzoek opnieuw gedaan met nieuwe gegevens over PFAS. Ook nu concludeert het RIVM dat mensen aan PFAS worden blootgesteld door te zwemmen in deze recreatieplas. Maar deze blootstelling is zo laag dat deze geen negatieve effecten heeft voor de gezondheid. Voor dit onderzoek is de nieuwe gezondheidskundige grenswaarde voor PFAS gebruikt én uitgebreidere informatie over de hoeveelheid PFAS in recreatieplas Berkendonk.

De Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid EFSA heeft in 2020 een nieuwe gezondheidskundige grenswaarde bepaald. De nieuwe grenswaarde is lager, en dus strenger. Nieuwe wetenschappelijke informatie was daar de aanleiding voor. De stoffen kunnen al bij een lagere blootstelling schadelijk zijn voor de gezondheid.

PFAS horen tot een groep van chemische stoffen die door mensen gemaakt is en van nature niet voorkomt in het milieu. Dit onderzoek en de conclusie gaan alleen over de mogelijke risico's van een blootstelling aan PFAS door zwemmen.

Mensen kunnen ook via andere bronnen aan PFAS worden blootgesteld, zoals voedsel, drinkwater, lucht. Al deze bronnen dragen bij aan de totale blootstelling aan PFAS. De risico's van de totale blootstelling aan PFAS valt buiten de scope van dit onderzoek.

Kernwoorden: PFOA, GenX, PFAS, zwemwater, EFSA-TWI, risicoschatting

Synopsis

Risk assessment for PFAS in the recreational water Berkendonk in Helmond

In 2018, RIVM carried out a provisional risk assessment for two perfluoroalkyl substances (PFAS), namely PFOA and GenX, in the recreational water Berkendonk in Helmond. The provisional conclusion at the time was that swimming in this water would not have any negative health effects. The risk assessment then used the health-based guidance values for PFOA and GenX that RIVM determined for these substances in 2016.

At the request of the municipality of Helmond, RIVM has conducted this study again with new data about PFAS. Once again, RIVM concludes that people swimming in this recreational water are exposed to PFAS. That exposure is however so low that it has no negative effects on health. This study used the new health-based guidance value for PFAS as well as more extensive information about the amount of PFAS in the Berkendonk recreation area.

The European Food Safety Authority (EFSA) determined a new health-based guidance value in 2020. The new limit value is lower, i.e. stricter, triggered by new scientific information. The substances in question can be harmful to health even at low exposure levels.

PFAS belong to a group of chemical compounds that are man-made and do not occur naturally in the environment. This study and its conclusion only address the potential risks of exposure to PFAS through swimming.

People can also be exposed to PFAS through other sources such as food, drinking water and air. All these sources contribute to the overall PFAS exposure. The risks of total PFAS exposure levels are beyond the scope of this study.

Keywords: PFOA, GenX, PFAS, swimming water, recreational water, EFSA-TWI, risk assessment

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 13

2 Gezondheidskundige grenswaarde van EFSA en toepassing op verschillende PFAS — 15

- 2.1 Gezondheidskundige grenswaarde afgeleid door EFSA — 15
- 2.2 Toepassing EFSA-norm op andere PFAS dan alleen de EFSA-4 — 15
 - 2.2.1 PFAS aanwezig in zwemwater — 15
 - 2.2.2 Relatieve potentie ten opzichte van PFOA — 16

3 PFAS meetgegevens voor recreatieplas Berkendonk — 17

- 3.1 Monsternamen — 17
- 3.2 Analyse op aanwezigheid PFAS — 18
- 3.3 Gemeten concentratie PFAS — 18
- 3.4 Berekende concentratie PFOA-equivalenten (PEQ) — 19

4 Blootstelling aan PFAS via zwemwater — 21

- 4.1 Methodiek — 21
- 4.2 Berekende PFAS blootstelling — 22

5 Risicoschatting voor zwemmen in recreatieplas Berkendonk — 25

6 Discussie en conclusie — 27

Lijst met afkortingen — 33

Dankwoord — 35

Referenties — 37

Bijlage A: Voorlopige risicoschatting PFAS in recreatieplas Berkendonk Helmond, uitgevoerd door RIVM in 2018 — 39

Bijlage B: Relatieve potentie factoren PFAS — 50

Bijlage C: Overzicht van geanalyseerde PFAS — 51

Bijlage D: Som PEQ — 53

Bijlage E: Berekende blootstelling — 55

Bijlage F: Risicoschatting: vergelijking met gezondheidskundige grenswaarde — 56

Samenvatting

Het RIVM heeft in 2018 een voorlopige risicoschatting uitgevoerd voor twee perfluoralkyl-stoffen (PFAS), namelijk PFOA en GenX, aanwezig in de recreatieplas Berkendonk in Helmond. Daarbij is gebruik gemaakt van de in 2016 door het RIVM afgeleide gezondheidskundige grenswaarden voor PFOA (12,5 ng/kg lichaamsgewicht per dag) en GenX (21 ng/kg lichaamsgewicht per dag). De voorlopige conclusie was dat zwemmen in deze recreatieplas niet tot een gezondheidsrisico als gevolg van de aanwezigheid van PFOA en GenX leidt. In september 2020 heeft de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA; European Food Safety Authority) op basis van nieuwe wetenschappelijke informatie een nieuwe gezondheidskundige grenswaarde afgeleid van 4,4 ng/kg lichaamsgewicht per week voor de som van vier PFAS, te weten PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS. De door EFSA afgeleide gezondheidskundige grenswaarde (overeenkomend met 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag) is lager, en dus strenger, dan de grenswaarden die het RIVM gebruikte in de voorlopige risicoschatting voor PFOA en GenX in de recreatieplas Berkendonk.

De huidige risicoschatting heeft tot doel om de voorlopige risicoschatting uit 2018 over het zwemwater in de recreatieplas Berkendonk op twee punten te actualiseren. Ten eerste met de gezondheidskundige grenswaarde zoals afgeleid door EFSA, ten tweede met uitgebreidere informatie over aangetroffen PFAS in de recreatieplas. Hierbij is gebruik gemaakt van een door het RIVM ontwikkelde methode om PFAS gecombineerd te beoordelen. Het RIVM voert deze actualisatie uit in opdracht van de gemeente Helmond.

Bij de risicoschatting is gebruik gemaakt van een door het RIVM ontwikkelde methode om de EFSA-TWI te vertalen naar andere PFAS dan alleen de vier die EFSA beschouwt. De methode maakt gebruik van kennis over de relatieve toxiciteit van verschillende PFAS ten opzichte van PFOA. Deze zogenoemde 'Relative Potency Factors' (RPF's; relatieve potentie factoren) zijn beschikbaar voor 23 PFAS. Voor deze PFAS kan de concentratie in een monster worden omgerekend in equivalente hoeveelheden PFOA (PEQ; PFOA-equivalenten). De som van de PFOA-equivalenten (som PEQ) kan worden vergeleken met een norm of gezondheidskundige grenswaarde, eveneens uitgedrukt op basis van PFOA.

Het Waterschap Aa en Maas heeft gedurende 2018-2020 regelmatig monsters verzameld op drie locaties in recreatieplas Berkendonk en deze laten analyseren op PFAS. De concentraties van de geanalyseerde PFAS waren redelijk constant over de drie bemonsterde locaties en over de tijd. De gemeten concentraties van de individuele PFAS in deze metingen zijn omgerekend in PFOA-equivalenten (PEQ) door te vermenigvuldigen met de bijbehorende RPF's.

Qua recreatie-activiteiten in en bij recreatieplas Berkendonk wordt voor zwemmen de hoogste blootstelling aan PFAS verwacht. Hiermee wordt ook de blootstelling als gevolg van andere recreatie-activiteiten, zoals

surfen en zeilen, in en bij deze plas impliciet afgedekt. Met de som PEQ-gehalten in het zwemwater is de blootstelling aan PFAS als gevolg van zwemmen in deze recreatieplas berekend. Dit is gedaan voor drie type zwemmers, namelijk een kind, een volwassen man en een volwassen vrouw. Hierbij is gebruik gemaakt van informatie uit een onderzoek uitgevoerd naar karakteristieken van Nederlandse zwemmers. Het gaat hierbij om zwemfrequentie, tijdsduur van zwemmen en de hoeveelheden water die wordt ingeslikt tijdens het zwemmen. Voor tijdsduur en ingeslikt volume zijn de bovengrenzen van het 95% betrouwbaarheidsinterval gebruikt. Deze representeren de 'realistic worst case'. Blootstellingsberekeningen zijn uitgevoerd voor twee situaties. Ten eerste voor een 'extreem worst case' situatie: in navolging van de voorlopige risicoschattingen voor GenX en PFOA uit 2018 is in eerste instantie uitgegaan van dagelijks zwemmen (dus frequentie 365× per jaar). Ten tweede voor een 'realistic worst case' situatie, uitgaande van 23× (volwassen vrouw) en 25× (kind, volwassen man) per jaar zwemmen. De tabel hieronder laat de karakteristieken voor zwemmers zien, zoals gebruikt voor de huidige risicoschatting.

	Lichaams- gewicht (kg)	Duur per zwemdag (min)	Ingeslikt water per zwemdag (L)	Zwemfrequentie (keer per jaar)	
				<i>Extreem worst case situatie</i>	<i>Realistic worst case situatie</i>
Kind	15,7	270	0,170	365	25
Volwassen - man	77,2	200	0,140	365	25
Volwassen - vrouw	64,1	220	0,086	365	23

De vergelijking van de berekende PFAS blootstelling bij dagelijks, 365× per jaar, zwemmen met de gezondheidkundige grenswaarde (de TDI van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag) laat zien dat de blootstelling voor de volwassen man en volwassen vrouw beneden deze grenswaarde blijft (respectievelijk 20-24% en 15-18% van deze grenswaarde). Indien een kind 365 dagen per jaar in deze recreatieplas zwemt ('extreem worst case' situatie) wordt de gezondheidkundige grenswaarde overschreden.

De aanname voor de zwemfrequentie van 365× per jaar in een buitenplas is echter extreem worst case en, zeker voor kinderen, niet reëel. Daarom is tevens een 'realistic worst case' situatie doorgerekend op basis van een zwemfrequentie van 23 (volwassen vrouw) en 25 (kind, volwassen man) keer per jaar. De aldus berekende blootstellingen laten voor kinderen nu ook geen overschrijding van de TDI meer zien. In het 'realistic worst case' scenario is, uitgaande van de gemiddeld gevonden PFAS concentratie in de recreatieplas, de bijdrage van zwemmen aan de TDI 8,2-9,8% voor kinderen, 1,4-1,6% voor volwassen mannen en 0,9-1,1% voor volwassen vrouwen.

Een analyse uitgevoerd van de belangrijkste factoren en onzekerheden in de huidige risicoschatting en hun invloed op de geschatte risico's laat tevens zien dat ze óf een minimale impact hebben op de geschatte risico's, óf dat ze deze overschatten. Een voorbeeld hiervan is dat de blootstelling zeer conservatief ingeschat is. Daarom zal het overall effect van deze factoren en onzekerheden naar verwachting eerder tot een

overschatting dan tot een onderschatting van de geschatte risico's leiden.

Zwemmen in de recreatieplas Berkendonk in Helmond leidt tot blootstelling aan PFAS. Op basis van de in deze rapportage beschreven risicoschatting is de conclusie dat geen gezondheidsnadelige effecten van PFAS te verwachten zijn als gevolg van zwemmen in recreatieplas Berkendonk.

PFAS behoren tot een groep van chemische stoffen die door mensen gemaakt is en van nature niet voorkomt in het milieu. Eénmaal in het milieu, blijven ze daar vanwege hun eigenschappen in aanwezig ('forever chemicals'), en is blootstelling aan PFAS mogelijk via diverse bronnen.

Dit onderzoek en de conclusie gaan alleen over de mogelijke risico's van een blootstelling aan PFAS door zwemmen. Bepaling van de risico's als gevolg van de totale blootstelling aan PFAS via diverse bronnen van PFAS, zoals voedsel, drinkwater, lucht etcetera valt buiten de scope van dit onderzoek. Zwemmen in deze recreatieplas is een bron van blootstelling aan PFAS. Waar iedere blootstellingsbron individueel mogelijk niet leidt tot gezondheidsrisico's (zoals voor zwemmen in recreatieplas Berkendonk het geval is), draagt iedere bron wel bij aan de totaalblootstelling aan PFAS. Van voeding en drinkwater is bekend dat ze relatief veel bijdragen: EFSA stelt namelijk dat de inname van de EFSA-4 via voedsel en drinkwater voor bepaalde subpopulaties in Europa al resulteert in een overschrijding van de TWI. RIVM onderzoekt op dit moment de inname van de EFSA-4 via voedsel en drinkwater voor de Nederlandse situatie. Medio 2021 komen deze gegevens beschikbaar.

1 Inleiding

Het RIVM heeft in 2018 een voorlopige risicoschatting uitgevoerd voor twee perfluoralkyl-stoffen (PFAS), namelijk GenX en PFOA, aanwezig in de recreatieplas Berkendonk in Helmond (RIVM, 2018a+b; zie ook bijlage A van huidig rapport). De voorlopige conclusie was toen dat zwemmen in deze recreatieplas niet tot een gezondheidsrisico als gevolg van de aanwezigheid van GenX en PFOA leidt. Bij die voorlopige risicoschatting is gebruik gemaakt van in 2016 door het RIVM afgeleide gezondheidskundige grenswaarden voor PFOA (12,5 ng/kg lichaamsgewicht per dag; Zeilmaker et al., 2016) en GenX (21 ng/kg lichaamsgewicht per dag; Janssen, 2016). In september 2020 heeft de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA; European Food Safety Authority) op basis van nieuwe wetenschappelijke informatie een nieuwe gezondheidskundige grenswaarde afgeleid van 4,4 ng/kg lichaamsgewicht per week voor de som van vier PFAS, te weten PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS (EFSA, 2020). Deze worden in de huidige rapportage verder aangeduid als 'EFSA-4'. De door EFSA afgeleide gezondheidskundige grenswaarde (overeenkomend met 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag) is lager, en dus strenger, dan de grenswaarden die het RIVM gebruikte in de voorlopige risicoschatting voor PFOA en GenX in de recreatieplas Berkendonk.

De huidige risicoschatting heeft tot doel om de voorlopige risicoschatting uit 2018 over het zwemwater in de recreatieplas Berkendonk op twee punten te actualiseren. Ten eerste met de gezondheidskundige grenswaarde zoals afgeleid door EFSA, ten tweede met uitgebreidere informatie over aangetroffen PFAS in de recreatieplas. Hierbij is gebruik gemaakt van een door het RIVM ontwikkelde methode om PFAS gecombineerd te beoordelen. Het RIVM voert deze actualisatie uit in opdracht van de gemeente Helmond.

In hoofdstuk 2 wordt de door EFSA afgeleide gezondheidskundige grenswaarde voor de som van vier PFAS toegelicht. Tevens wordt ingegaan op de toepassing van deze grenswaarde op andere PFAS dan alleen de EFSA-4. Vervolgens worden in hoofdstuk 3 de meetgegevens van recreatieplas Berkendonk besproken. In hoofdstuk 4 wordt de aanpak voor de blootstellingsberekening aan PFAS in zwemwater besproken en de berekende blootstelling gepresenteerd. In hoofdstuk 5 volgt de risicoschatting, door de berekende blootstelling voor de zwemmers te vergelijken met de gezondheidskundige grenswaarde. Tot slot worden in hoofdstuk 6 de resultaten bediscussieerd en de conclusie gepresenteerd.

2 Gezondheidskundige grenswaarde van EFSA en toepassing op verschillende PFAS

2.1 Gezondheidskundige grenswaarde afgeleid door EFSA

In september 2020 heeft EFSA een opinie gepubliceerd over de risico's van PFAS in voedsel (EFSA, 2020). In deze opinie presenteert EFSA een gezondheidskundige grenswaarde voor de som van vier PFAS, namelijk PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS (EFSA-4).

Voor de som van de EFSA-4 is door EFSA een Tolereerbare Wekelijkse Inname (TWI) afgeleid van 4,4 ng/kg lichaamsgewicht per week, overeenkomend met een Tolereerbare Dagelijkse Inname (TDI) van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag (EFSA, 2020). EFSA's uitgangspunt (*point of departure*, PoD) is een bloedserumspiegel voor de som van de EFSA-4 van 17,5 ng/mL in kinderen die blootgesteld zijn via borstvoeding gedurende 1 jaar. Boven deze concentratie in bloedserum zijn mogelijk (nadelige) effecten op de immuniteit van kinderen (verminderde vaccinatierespons) te verwachten. Deze concentratie in het bloedserum is vertaald naar de hoeveelheid die volwassenen levenslang dagelijks via voedsel mogen binnenkrijgen, zonder dat het bloedserum van borstgevoede kinderen de kritische waarde voor immuuneffecten van PFAS bereikt. Die vertaling is gedaan met behulp van gegevens die de opname en verdeling van deze vier PFAS in het lichaam van moeder en kind beschrijven. Met deze gegevens is de overdracht berekend van PFAS vanuit voedsel naar het bloedserum van de moeder en van daaruit via de moedermelk naar het lichaam en bloedserum van het kind.

Zoals hierboven aangegeven, is de EFSA-TWI gebaseerd op immuuneffecten als het kritische effect. PFAS hebben daarnaast, bij hogere doseringen, ook andere effecten tot gevolg zoals bijvoorbeeld verhoging van serum cholesterol, verhoging van serum alanine aminotransferase (ALT) gehaltes en verlaging van geboortegewicht. Volgens EFSA (2020) is de TWI ook beschermend voor deze effecten.

2.2 Toepassing EFSA-norm op andere PFAS dan alleen de EFSA-4

2.2.1 PFAS aanwezig in zwemwater

De vier PFAS die EFSA in haar opinie voor voedsel beschouwt, zijn niet per definitie ook de meest relevante PFAS voor andere blootstellingsroutes, milieucompartimenten en beleidskaders. We weten bijvoorbeeld dat in bodem, drinkwater, oppervlaktewater en grondwater ook andere PFAS voorkomen. In deze matrices en in voedsel worden met de huidige analyse methoden 10 tot 20 verschillende PFAS aangetroffen (Brandsma et al., 2019; Gebbink et al., 2017; Wintersen et al., 2020; EU, 2020). Ten behoeve van de voorlopige risicoschatting PFAS in recreatieplas Berkendonk (RIVM, 2018a+b; zie ook bijlage A van huidig rapport) werd niet alleen een analyse uitgevoerd naar de aanwezigheid van GenX, maar bleek ook PFOA aanwezig te zijn in dit zwemwater. De uitgebreidere meetgegevens van recreatieplas Berkendonk (zie hoofdstuk 3 van huidig rapport) laten zien dat er naast

PFOA en GenX nog verschillende andere PFAS in deze recreatieplas aanwezig zijn.

Omdat verschillende PFAS naar verwachting een vergelijkbaar werkingsmechanisme hebben, is het uitgangspunt dat ook die andere PFAS in meerdere of mindere mate bijdragen aan de toxiciteit van het totale mengsel. Daarom is in de praktijk behoefte aan mogelijkheden om een bredere groep PFAS te beoordelen dan enkel de EFSA-4. Dit is belangrijk om de risico's van mengsels van PFAS goed in te kunnen schatten. Andersom kunnen in bepaalde situaties juist individuele risicogrenzen of normen nodig zijn, bijvoorbeeld als de EFSA-4 niet allemaal voorkomen of gemeten zijn.

2.2.2 *Relatieve potentie ten opzichte van PFOA*

Het RIVM heeft een methode ontwikkeld om de EFSA-TWI te vertalen naar andere PFAS dan alleen de vier die EFSA beschouwt (RIVM, 2021). De 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' (RPF's; relatieve potentie factoren) zijn beschikbaar voor 23 PFAS (Bil et al., 2021). Voor deze PFAS kan de concentratie in een monster worden omgerekend in equivalente hoeveelheden PFOA (PEQ; PFOA-equivalenten). De som van de PFOA-equivalenten (som PEQ) kan worden vergeleken met een norm of gezondheidkundige grenswaarde, eveneens uitgedrukt op basis van PFOA. Als gezondheidkundige grenswaarde voor de som PEQ wordt de EFSA-TWI gebruikt. Er is gekozen voor PFOA als index stof (met RPF van 1), aangezien de auteurs (Abraham et al. 2020) van de onderliggende studie waarop de EFSA-norm is gebaseerd, concluderen dat er op individuele basis een associatie is van immuuneffecten met PFOA, maar niet met de andere drie PFAS. Een uitgebreide uitleg van de werking van de RPF-methode is beschreven in RIVM (2021). Bijlage B presenteert de door Bil et al. (2021) afgeleide RPF's. Voor zes van de 23 PFAS was onvoldoende toxicologische informatie beschikbaar om een RPF af te leiden. Voor deze PFAS is door Bil et al. (2021) wel een RPF-interval afgeleid op basis van read-across. In lijn met RIVM (2021) wordt in de huidige risicoschatting bij het berekenen van de som PEQ voor die PFAS met de bovengrens van het interval gerekend (zie ook paragraaf 3.4). Verder wordt aangenomen dat de RPF van een specifieke PFAS zowel toepasbaar is op de lineaire als de vertakte variant van die PFAS.

3 PFAS meetgegevens voor recreatieplas Berkendonk

De PFAS meetgegevens voor recreatieplas Berkendonk zijn verzameld door het waterschap Aa en Maas. Deze gegevens worden periodiek aan de gemeente Helmond verstrekt. Het RIVM heeft deze PFAS meetgegevens verkregen via de gemeente Helmond (MS Excel; 21 januari 2021). Aanvullende informatie ten aanzien van de monsternamen en de analyse werd opgevraagd bij Waterschap Aa en Maas. In dit hoofdstuk zal de monsternamen toegelicht worden, evenals de analyse zoals uitgevoerd door de betrokken laboratoria. Ook worden de gemeten PFAS concentraties besproken en hoe de individuele PFAS concentraties zijn omgerekend naar een som concentratie (uitgedrukt in PFOA-equivalenten).

3.1 Monsternamen

Waterschap Aa en Maas heeft gedurende 2018-2020 regelmatig monsters verzameld uit recreatieplas Berkendonk en deze laten analyseren op PFAS. Op drie locaties in de plas werden monsters verzameld:

- Locatie 1: bij noordstrand ter hoogte van helofytenfilter
- Locatie 2: aan oostzijde noordstrand
- Locatie 3: in zwemzone ca. 120 m west van strandwachthuis

Locatie 1 werd bemonsterd van 02-01-2018 t/m 06-11-2018 (totaal 13 monsternamen). Locatie 2 werd bemonsterd van 28-05-2018 t/m 06-11-2018 (totaal 11 monsternamen). Locatie 3 werd gedurende een langere periode bemonsterd, namelijk van 28-05-2018 t/m 19-08-2020 (totaal 32 monsternamen). Tabel 1 geeft per locatie een overzicht van de monsternamemomenten.

Tabel 1 Overzicht van monsternamemomenten per locatie

Locatie 1	Locatie 2	Locatie 3		
2018	2018	2018	2019	2020
02-01-2018 ^a			21-01-2019	21-01-2020
03-05-2018 ^a			19-02-2019	19-02-2020
28-05-2018	28-05-2018	28-05-2018	20-03-2019	19-03-2020 ^b
11-06-2018	11-06-2018	11-06-2018	18-04-2019	17-04-2020 ^b
25-06-2018	25-06-2018	25-06-2018	23-05-2019	06-05-2020 ^c
09-07-2018	09-07-2018	09-07-2018	17-06-2019	16-06-2020
23-07-2018	23-07-2018	23-07-2018	16-07-2019	15-07-2020
06-08-2018	06-08-2018	06-08-2018	15-08-2019	19-08-2020
20-08-2018	20-08-2018	20-08-2018	19-09-2019	
03-09-2018	03-09-2018	03-09-2018	18-10-2019	
17-09-2018	17-09-2018	17-09-2018	11-11-2019	
02-10-2018	02-10-2018	02-10-2018	16-12-2019	
06-11-2018	06-11-2018	06-11-2018		
		04-12-2018		

^a Deze monsters zijn alleen geanalyseerd op aanwezigheid van GenX (zie paragraaf 3.3 voor een toelichting).

^b Vanwege Covid-19 was lab-1 niet beschikbaar en werden de analyses van deze monsters tijdelijk uitgevoerd door lab-2 (zie paragraaf 3.2 voor een toelichting).

^c dit monster werd zowel door lab-1 als door lab-2 geanalyseerd (zie paragraaf 3.2 voor een toelichting).

3.2 Analyse op aanwezigheid PFAS

Analyses op aanwezigheid van PFAS werden primair uitgevoerd door Vrije Universiteit (Amsterdam), in de huidige rapportage als lab-1 aangeduid. Vanwege Covid-19 was de Vrije Universiteit in maart en april 2020 gesloten en lab-1 niet beschikbaar. Hierdoor werden tijdelijk de monsters van 19-03-2020 en 17-04-2020 (beiden locatie 3) geanalyseerd door een ander lab, namelijk Eurofins Omegam (Amsterdam), in de huidige rapportage als lab-2 aangeduid. Het monster van 06-05-2020 (ook locatie 3) werd zowel door lab-1 als door lab-2 geanalyseerd. Monsters werden geanalyseerd op aanwezigheid van PFAS door lab-1 middels LC-MS/MS met een analysemethode gelijkwaardig aan ISO 21675:2029 en door lab-2 middels LC-MS/MS met een eigen methode.

In bijlage C is een overzicht te vinden van de PFAS die door de labs zijn geanalyseerd. Lab-2 had een groter aantal PFAS in het analysepakket (42) dan lab-1 (13), maar de analysemethode van dit lab was beduidend minder gevoelig dan van lab-1. Voor de overeenkomstige PFAS in beide pakketten was de kwantificatielimiet (LOQ) voor lab-2 namelijk hoger dan die voor lab-1. Vanwege het verschil in gebruikte analysemethode tussen lab-1 en lab-2 (met verschil in onderliggende validatie inclusief niveau van kwantificatielimiet) is besloten om de door lab-2 geanalyseerde monsters buiten beschouwing te laten voor de huidige risicoschatting. Temeer daar het slechts drie monsters betreft (waarvan er voor één ook analyseresultaten zijn van lab-1), waarin slechts vijf van de 42 geanalyseerde PFAS kwantitatief aantoonbaar waren (waaronder PFOS, PFOA en GenX).

3.3 Gemeten concentratie PFAS

Het totaal aan door lab-1 geanalyseerde monsters bedraagt 54 (13 van locatie 1, 11 van locatie 2, en 30 van locatie 3). Opgemerkt dient te worden dat twee van deze 54 monsters alleen geanalyseerd zijn op GenX; de overige 52 monsters zijn op 13 PFAS geanalyseerd. De twee afwijkende monsters betreffen de eerste twee monsterdata uit 2018 (02-01-2018 en 03-05-2018) van locatie 1.

De door lab-1 gemeten concentraties voor de individuele PFAS laten het volgende zien:

- Van de geanalyseerde PFAS werd GenX kwantitatief aangetoond in alle 54 monsters waarin het werd bepaald. Datzelfde geldt voor PFOA, PFHpA en PFHxA (bepaald in 52 monsters). Daarnaast konden ook een tweetal PFAS in geen enkel van de 52 monsters kwantitatief aangetoond worden (PFDA en PFUnDA¹). De overige geanalyseerde PFAS waren maar in een deel van de monsters aangetoond.
- Van de geanalyseerde PFAS was PFOA aanwezig in de hoogste concentratie (gemiddeld 59 ng/L; range 5,7-110 ng/L). Ook GenX was aanwezig in een relatief hoge concentratie (gemiddeld 46 ng/L; range 20-65 ng/L). Andere PFAS waren aanwezig in beduidend lagere concentraties (maximaal 8,6 ng/L) of werden

¹ Door lab-1 als PFUDA afgekort

deels of geheel niet kwantitatief aangetoond (zie voorgaand punt).

- De concentraties van de geanalyseerde PFAS waren over het algemeen redelijk constant over de drie bemonsterde locaties en over de tijd.
- Eén meting uit 2019 (21-01-2019; locatie 3) resulteerde echter in een wat hogere PFAS concentratie (primair gedreven door PFOA) dan de overige metingen. Een directe vergelijking met locaties 1 en 2 kan niet gemaakt worden omdat die locaties niet op die dag zijn bemonsterd. Uit de metingen van 2018 blijkt dat in dat jaar (waarin op alle drie locaties op grotendeels overeenkomstige dagen werd bemonsterd) de PFAS concentraties op de drie locaties zeer vergelijkbaar waren. Aannemende dat dat ook voor 2019 en 2020 het geval is, is de meting van 21-01-2019 van locatie 3 wel meegenomen voor de huidige risicoschatting.

3.4 Berekende concentratie PFOA-equivalenten (PEQ)

De door lab-1 gemeten concentraties van de individuele PFAS zijn omgerekend in PFOA-equivalenten (PEQ) door te vermenigvuldigen met de bijbehorende RPF's. Vervolgens is voor elk monster de som van PEQ berekend. In Tabel C-1 in Bijlage C zijn de RPF's weergegeven zoals toegepast voor de huidige risicoschatting. Voor een aantal door lab-1 geanalyseerde PFAS is alleen een RPF-interval gegeven in Bil et al. (2021), geen concrete RPF. Zoals uitgelegd in paragraaf 2.2.2 is voor die PFAS de bovengrens van het interval genomen bij de omrekening naar PEQ. Daarnaast is voor één van de 13 geanalyseerde PFAS geen RPF beschikbaar in Bil et al. (2021). Dit betreft 2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur (afgekort als 2PFC6yC2a1sf; ook wel genoemd 6:2 FTS). Deze PFAS, die slechts in één monster aanwezig was op het niveau van de kwantificatielimiet, is niet meegenomen in de berekening van de som PEQ.

Zoals in paragraaf 3.3 benoemd, waren niet in alle monsters alle geanalyseerde PFAS aantoonbaar. Bij het berekenen van de som PEQ zijn drie scenario's doorgerekend. In het zogenoemde 'lower bound' scenario, is de concentratie van de niet-gekwantificeerde PFAS gelijkgesteld aan 0 ng/L. Dit is mogelijk een onderschatting, want een stof kan aanwezig zijn in lagere concentraties dan wat met de gebruikte analysemethode kwantitatief kon worden aangetoond. Als alternatief wordt vaak gerekend met de kwantificatielimiet ('upper bound') of de helft daarvan ('medium bound'). Voor de huidige beoordeling laten deze drie scenario's onderling geen grote verschillen zien. Dit komt doordat de monsters worden gedomineerd door PFOA (met een RPF van 1) en de kwantificatielimiet van de niet aantoonbare PFAS relatief laag is. Tabel D-1 in Bijlage D presenteert voor de individuele monsters een overzicht van de som PEQ, gebaseerd op het 'medium bound' scenario.

Zoals ook opgemerkt in paragraaf 3.3, zijn het eerste en tweede monster van locatie 1 (02-01-2018 en 03-05-2018) alleen geanalyseerd op aanwezigheid van GenX, en dus niet op 12 andere PFAS die wel in alle overige monsters zijn bepaald. Gezien de meetgegevens van de overige monsters is de verwachting dat andere PFAS dan GenX ook in de

eerste twee monsters aanwezig waren geweest. Maar zonder daadwerkelijke meetgegevens kunnen ze niet meegenomen worden in de som PEQ-berekening van deze twee monsters, waardoor deze onrealistisch laag zouden uitkomen ten opzichte van de som PEQ van de andere monsters (zie Tabel D-1 in Bijlage D). Deze twee monsters zijn daarom voor de verdere evaluatie buiten beschouwing gelaten. Dit heeft geen invloed op het algehele beeld, omdat de concentratie GenX in deze twee monsters (respectievelijk 65 en 44 ng/L) vergelijkbaar is met de GenX concentraties in de overige monsters van locatie 1 (41-58 ng/L) en de monsters van locaties 2 en 3 (20-56 ng/L).

Na het berekenen van de som PEQ per monster zijn vervolgens over alle 52 monsters (uitgezonderd dus het eerste en tweede monster van locatie 1) het gemiddelde en diverse percentielen van de PFAS concentraties (uitgedrukt als som PEQ) berekend. In Tabel 2 hieronder wordt een samenvatting van deze gegevens gepresenteerd voor het 'medium bound' scenario. Tabel D-2 in bijlage D presenteert een uitgebreidere samenvatting van de meetgegevens waarbij ook het 'lower bound' scenario en het 'upper bound' scenario weergegeven zijn, waarbij zoals hierboven toegelicht geen grote onderlinge verschillen te zien zijn.

Tabel 2 Samenvatting van de PFAS-metingen in monsters verzameld uit recreatieplas Berkendonk 2018-2020. PFAS-concentraties zijn uitgedrukt als PFOA-equivalenten/L (ng PEQ/L).

	PFAS-concentratie (ng PEQ/L)^{a,b}
minimum	21
gemiddelde	76
P50	77
P90	85
P95	87
P99	117
maximum	143

^a gebaseerd op data van lab-1, met weglating van de eerste twee monsters van locatie 1; zie paragraaf 3.2/3.4 voor een toelichting

^b betreft som van de geanalyseerde PFAS waarvoor RPF beschikbaar is (12 van de 13, zie Tabel C-1 in Bijlage C). Bij de berekening is voor de niet-gekwantificeerde PFAS de helft van de kwantificatielimit als concentratie genomen ('medium bound' scenario).

4 Blootstelling aan PFAS via zwemwater

4.1 Methodiek

Qua recreatie-activiteiten in en bij recreatieplas Berkendonk wordt voor zwemmen de hoogste blootstelling aan PFAS verwacht. Mensen kunnen tijdens zwemmen op drie manieren stoffen uit het water binnenkrijgen: door het inademen van de damp van de stof boven het water, door opname via de huid en door het inslikken van water tijdens het zwemmen. Voor PFOA en GenX bleek dat de dermale en inhalatie route niet of nauwelijks bijdroegen aan de totale blootstelling als gevolg van zwemmen in zwemwater waarin deze PFAS aanwezig waren (RIVM, 2018a+b). Daarom is voor de huidige risicoschatting aangenomen dat de orale route het meest bepalend is voor het risico en dat inademen en huidopname daar nauwelijks aan bijdragen.

Er is geen (inter)nationaal afgestemde methode voor het beoordelen van risico's als gevolg van de opname van stoffen uit zwemwater, maar het RIVM heeft wel eerder over dit onderwerp geadviseerd (Van der Ree et al, 2011; Smit et al., 2011; RIVM, 2018a+b; Muller en Smit, 2020). In lijn met deze adviezen kan de orale blootstelling als gevolg van zwemmen als volgt berekend worden:

$$\text{Blootstelling [ng/kg lg/d]} = \frac{\text{concentratie [ng/L]} \times \text{ingeslikt water [L/d]} \times \text{zwemfrequentie [-]}}{\text{lichaamsgewicht [kg]} \times 365}$$

Schets et al. (2011) hebben een uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar karakteristieken van Nederlandse zwemmers. Zij presenteren de gegevens verdeeld over volwassen mannen en vrouwen (> 15 jaar) en kinderen jonger dan 15 jaar. Het gaat hierbij om zwemfrequentie, tijdsduur van zwemmen en de hoeveelheden water die wordt ingeslikt tijdens het zwemmen (zie Tabel 3).

Tabel 3 Zwemfrequentie, zwemtijd en ingeslikt volume water voor open zoetwater volgens Schets et al. (2011). Het betreft de gemiddelden met tussen haakjes het 95% betrouwbaarheidsinterval.

Parameter	Kind (<15 jaar)	Man (>15 jaar)	Vrouw (>15 jaar)
Frequentie (per jaar)	8 (0-25)	7 (0-25)	7 (0-23)
Tijdsduur per zwemdag (min)	79 (12-270)	54 (7-200)	54 (6-220)
Volume ingeslikt per zwemdag (mL)	37 (0,14-170)	27 (0,016-140)	18 (0,022-86)

In navolging van de eerdere voorlopige risicoschattingen voor GenX en PFOA (RIVM, 2018a+b) worden voor de huidige risicoschatting voor tijdsduur en ingeslikt volume de bovengrenzen van het 95% betrouwbaarheidsinterval gebruikt. Deze representeren de 'realistic worst case'. Opgemerkt wordt dat de tijdsduur per zwemdag en het volume ingeslikt water onderling gekoppeld zijn.

Voor de zwemfrequentie wordt, in navolging van de eerdere voorlopige risicoschattingen voor GenX en PFOA (RIVM, 2018a+b), in eerste instantie uitgegaan van dagelijks zwemmen (dus frequentie 365× per jaar). Daarnaast zal, als verfijning van de blootstellingsschatting, ook gerekend worden met de bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval van 23-25× per jaar uit Schets et al. (2011). De aanname voor de zwemfrequentie van 365× per jaar is extreem worst case en, zeker voor kinderen, niet reëel. De bovengrens van het 95% betrouwbaarheidsinterval kan gezien worden als 'realistic worst case'.

Tabel 4 presenteert de karakteristieken voor zwemmers zoals gebruikt in de huidige risicoschatting.

Tabel 4 Karakteristieken voor zwemmers, gebruikt voor de huidige risicoschatting

	Lichaams- gewicht (kg) ^a	Duur per zwemdag (min) ^b	Ingeslikt water per zwemdag (L) ^b	Zwemfrequentie (keer per jaar)	
				<i>Extreem worst case situatie</i>	<i>Realistic worst case situatie^b</i>
Kind	15,7 ^c	270	0,170	365	25
Volwassen - man	77,2	200	0,140	365	25
Volwassen - vrouw	64,1	220	0,086	365	23

^a gebaseerd op te Biesebeek et al. (2014)

^b gebaseerd op Schets et al. (2011).

^c kind, 3-6 jaar

Uitgaande van de bovengenoemde waarden en de gemeten concentraties PFAS in water (uitgedrukt als PFOA-equivalenten (PEQ); zie paragraaf 3.4) kan met de formule de blootstelling aan PFAS berekend worden als gevolg van zwemmen in recreatieplas Berkendonk. Indien voor de zwemfrequentie extreem worst case uitgegaan wordt van dagelijks zwemmen (dus frequentie 365× per jaar), is het niet realistisch dat iemand daarbij elke dag aan de maximum gevonden concentratie over alle locaties en jaren, of een hoog percentiel daarvan, wordt blootgesteld. Realistischer is om voor die extreem worst case situatie voor de PFAS concentratie te rekenen met de gemiddelde PFAS-concentratie over de locaties en jaren, i.e. 76 ng PEQ/L, uitgaande van het 'medium bound' scenario (zie Tabel 2).

4.2 Berekenende PFAS blootstelling

In tabel 5 hieronder wordt de blootstelling aan PFAS via zwemmen in Berkendonk gepresenteerd (voor het 'medium bound' scenario van de PFAS-concentratie). In tabel E-1 in bijlage E wordt de berekende blootstelling ook voor het 'lower bound' scenario en het 'upper bound' scenario van de PFAS-concentratie weergegeven.

Zoals in paragraaf 4.1 benoemd, is de blootstelling zowel berekend uitgaande van dagelijks zwemmen ('extreem worst case' situatie) als uitgaande van 23-25 keer per jaar zwemmen ('realistic worst case' situatie).

Tabel 5 Berekenende PFAS blootstelling als gevolg van zwemmen in recreatieplas Berkendonk, uitgedrukt als PFOA-equivalenten/kg lg per dag (ng PEQ/kg lg per dag).

A: 'Extreem worst case' situatie, uitgaande van 365 dagen per jaar zwemmen. Berekeningen zijn uitgevoerd voor de gemiddelde PFAS-concentratie zoals in Tabel 2 gepresenteerd ('medium bound' scenario).

	PFAS blootstelling (ng PEQ/kg lg per dag)
Kind	0,83
Volwassene - man	0,14
Volwassene - vrouw	0,10

B: 'Realistic worst case' situatie, uitgaande van 23 (vrouw) of 25 (kind, man) dagen per jaar zwemmen. Berekeningen zijn uitgevoerd voor de gemiddelde, P95 en maximum PFAS-concentratie zoals in Tabel 2 gepresenteerd ('medium bound' scenario).

PFAS-concentratie:	PFAS blootstelling (ng PEQ/kg lg per dag)		
	<i>gemiddelde</i>	<i>P95</i>	<i>max</i>
Kind	0,057	0,065	0,106
Volwassene - man	0,010	0,011	0,018
Volwassene - vrouw	0,006	0,007	0,012

5 Risicoschatting voor zwemmen in recreatieplas Berkendonk

Voor een inschatting van de mogelijke risico's voor zwemmers als gevolg van blootstelling aan PFAS aanwezig in recreatieplas Berkendonk, wordt de berekende blootstelling vergeleken met de gezondheidkundige grenswaarde die we voor de som PEQ hanteren, i.e. de EFSA-TDI van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag.

Tabel 6 presenteert voor het 'medium bound' scenario de berekende blootstelling aan PFAS via zwemmen in recreatieplas Berkendonk als percentage van de TDI. Tabel F-1 in bijlage F presenteert die ook voor het 'lower bound' scenario en het 'upper bound' scenario. Hierbij is, net als in tabel 6, uitgegaan van zowel de 'extreem worst case' situatie (dagelijks zwemmen, 365× per jaar) als uitgaande van de 'realistic worst case' situatie (23-25 keer per jaar zwemmen).

*Tabel 6 Berekende PFAS blootstelling als gevolg van zwemmen in recreatieplas Berkendonk, uitgedrukt als percentage van de TDI ('medium bound' scenario).
A: 'Extreem worst case' situatie, uitgaande van 365 dagen per jaar zwemmen en gemiddelde PFAS-concentratie.*

	PFAS blootstelling (% van de TDI)
Kind	131
Volwassene - man	22
Volwassene - vrouw	16

B: 'Realistic worst case' situatie, uitgaande van 23 (vrouw) of 25 (kind, man) dagen per jaar zwemmen en gemiddelde, P95 en maximum PFAS-concentratie.

PFAS-concentratie:	PFAS blootstelling (% van de TDI)		
	<i>gemiddelde</i>	<i>P95</i>	<i>maximum</i>
Kind	9,0	10	17
Volwassene - man	1,5	1,7	2,8
Volwassene - vrouw	1,0	1,2	1,9

Voor kinderen is er, voor de 'extreem worst case' situatie, een overschrijding van de gezondheidkundige grenswaarde te zien. Dit geldt zowel voor het 'lower bound', 'medium bound' als 'upper bound' scenario van de PFAS-concentratie. De blootstelling komt voor het 'medium bound' scenario overeen met 131% van de TDI. De aanname bij de gedane blootstellingsberekening voor de 'extreem worst case' situatie is echter dat een kind 365 dagen per jaar gedurende 270 minuten/dag in een recreatieplas zwemt, waarbij op iedere dag 170 mL zwemwater ingeslikt wordt. Zoals opgemerkt in paragraaf 4.1 is de aanname voor de zwemfrequentie van 365 dagen per jaar extreem worst case en, zeker voor kinderen, niet reëel. Uitgaande van de 'realistic worst case' situatie (zwemfrequentie van 25 keer per jaar, 270 min/dag zwemmen, 170 mL zwemwater inslikken per zwemdag) bedraagt de blootstelling voor het kind 9% van de TDI ('medium scenario', gemiddelde PFAS concentratie). Zelfs als een kind op die dagen niet aan de gemiddelde maar aan de maximale PFAS concentratie

zou worden blootgesteld (i.e. 143 ng PEQ/L in het 'medium bound' scenario, zie tabel 2 in paragraaf 3.4), dan zou de blootstelling nog ruim beneden de gezondheidkundige grenswaarde uitkomen, namelijk op 17% van de TDI.

Voor volwassenen is de blootstelling beneden de gezondheidkundige grenswaarde, voor zowel het 'lower bound', 'medium bound' als 'upper bound' scenario van de PFAS-concentratie. Voor de 'extreem worst case' situatie van dagelijks, 365× per jaar, zwemmen bedraagt de blootstelling aan PFAS 16 en 22% van de TDI, voor respectievelijk vrouwen en mannen. Uitgaande van de 'realistic worst case' situatie met een zwemfrequentie van 23 en 25 keer per jaar voor respectievelijk volwassen vrouwen en mannen, zijn de 'realistic worst case' blootstellingen slechts 1,0 en 1,5% van de TDI ('medium scenario', gemiddelde PFAS concentratie). Zelfs als volwassenen op die dagen niet aan de gemiddelde maar aan de maximale PFAS concentratie zouden worden blootgesteld (i.e. 143 ng PEQ/L in het 'medium bound' scenario, zie tabel 2 in paragraaf 3.4), dan zou de blootstelling overeenkomen met 1,9 en 2,8% van de TDI voor respectievelijk vrouwen en mannen.

6 Discussie en conclusie

Dit rapport betreft een actualisatie van de voorlopige risicoschattingen uitgevoerd in 2018 voor twee PFAS, namelijk GenX en PFOA, aanwezig in de recreatieplas Berkendonk in Helmond. Bij de huidige risicoschatting is gebruik gemaakt van de gezondheidkundige grenswaarde zoals recent door EFSA (2020) afgeleid én van uitgebreidere informatie over aangetroffen PFAS in het zwemwater. Hierbij is gebruik gemaakt van een door het RIVM ontwikkelde methode om PFAS gecombineerd te beoordelen. Op basis van de nieuwe meetgegevens is de blootstelling aan PFAS als gevolg van zwemmen in recreatieplas Berkendonk berekend voor kinderen en volwassen mannen en vrouwen. Deze is afgezet tegen de gezondheidkundige grenswaarde zoals die voor de som van PFAS gehanteerd kan worden, i.e. de EFSA-TDI van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag.

Opgemerkt wordt dat blootstelling aan PFAS via het inslikken van zwemwater niet de totale TDI mag opvullen, omdat er rekening moet worden gehouden met het feit dat mensen PFAS ook via andere bronnen kunnen binnenkrijgen. Daarom wordt bij normstelling voor een bepaalde bron van blootstelling in principe slechts een deel van de TDI gealloceerd voor die bron. Voor drinkwater bijvoorbeeld is 20% de standaard allocatiefactor (WHO, 2017; EC, 2018).

Voor de blootstellingsberekening is, in navolging van de eerdere voorlopige risicoschattingen voor GenX en PFOA (RIVM, 2018a+b), in eerste instantie uitgegaan van een 'extreem worst case' situatie waarbij mensen elke dag zwemmen in de recreatieplas. Voor de volwassen man en volwassen vrouw komt de berekende blootstelling voor deze 'extreem worst case' situatie overeen met respectievelijk 20-24% en 15-18% van de gezondheidkundige grenswaarde. Indien een kind 365 dagen per jaar in deze recreatieplas zwemt ('extreem worst case' situatie) wordt de gezondheidkundige grenswaarde overschreden. De aanname voor de zwemfrequentie van 365× per jaar in een buitenplas is extreem worst case en, zeker voor kinderen, niet reëel. Daarom is, als verfijning van de blootstellingschatting, tevens een 'realistic worst case' situatie doorgerekend op basis van de door Schets et al. (2011) gepresenteerde 95% bovengrens voor de zwemfrequentie van 23 (volwassen vrouw) en 25 (kind, volwassen man) keer per jaar. De aldus berekende blootstellingen laten voor kinderen nu ook geen overschrijding van de TDI meer zien. In het 'realistic worst case' scenario is, uitgaande van de gemiddeld gevonden PFAS concentratie in de recreatieplas, de bijdrage van zwemmen aan de TDI 8,2-9,8% voor kinderen, 1,4-1,6% voor volwassen mannen en 0,9-1,1% voor volwassen vrouwen.

Vervolgens is een analyse uitgevoerd van de belangrijkste factoren en onzekerheden in de huidige risicoschatting en hun invloed op de geschatte risico's. Dit is gepresenteerd in tabel 7 en daaronder verder toegelicht.

Tabel 7 Overzicht van de invloed van bepaalde factoren en onzekerheden op de geschatte risico's.

(↑): het risico kan hoger en dus onderschat zijn.

(↓): het risico kan lager en dus overschat zijn.

(-): impact op het risico is minimaal.

Bron	Beschrijving	Effect op risico
<i>Analyse PFAS</i>		
	Buiten beschouwing laten van de resultaten van lab-2 (slechts drie monsters geanalyseerd met minder gevoelige analysemethode).	-
	Niet alle geanalyseerde PFAS waren kwantitatief aangetoond in de verzamelde monsters. Berekeningen zijn uitgevoerd op basis van het 'lower bound', 'medium bound' en 'upper bound' scenario.	-
	Buiten beschouwing laten van het eerste en tweede monster van locatie 1 (02-01-2018 en 03-05-2018) omdat daarin alleen GenX was bepaald (in gehalten overeenkomstig de andere monsters).	-
<i>RPF</i>		
	Gebruik van bovengrens RPF-interval voor die PFAS waarvoor door Bil et al. (2021) op basis van read-across alleen een RPF-interval is afgeleid.	↓
	Buiten beschouwing laten van 2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur vanwege ontbreken van RPF voor deze PFAS, die in vrijwel geen enkel monster aangetoond was.	-
<i>Blootstellingsberekening</i>		
	Buiten beschouwing laten van de dermale en inhalatoire blootstelling bij het zwemmen op basis van eerdere bevindingen voor PFOA en GenX.	-
	De waarden voor de blootstellingsparameters zwemduur en ingeslikt volume zwemwater zijn (zeer) conservatief.	↓
	De zwemfrequentie van 365 dagen per jaar is extreem worst case.	↓
<i>Andere PFAS, andere bronnen van blootstelling</i>		
	De huidige risicoschatting richt zich op 13 geanalyseerde PFAS en neemt eventuele andere aanwezige PFAS niet mee.	↑
	Buiten beschouwing laten van andere recreatie-activiteiten dan zwemmen in en bij recreatieplas Berkendonk.	-

Toelichting bij tabel 7

- De huidige risicoschatting richt zich primair op de resultaten van lab-1. Vanwege het verschil in gebruikte analysemethode tussen lab-1 en lab-2 (met verschil in onderliggende validatie inclusief niveau van kwantificatielimiet) is besloten om de resultaten van lab-2 buiten beschouwing te laten in huidige risicoschatting. Temeer daar het slechts drie monsters betreft (waarvan er voor één ook analysesresultaten zijn van lab-1), waarin slechts vijf van

de 42 geanalyseerde PFAS kwantitatief aangetoond waren (waaronder PFOS, PFOA en GenX).

Al met al is de inschatting dat het niet meenemen van de resultaten van lab-2 geen invloed heeft op de conclusie van de huidige risicoschatting.

- Niet alle door lab-1 geanalyseerde PFAS konden in de verschillende monsters kwantitatief aangetoond worden. Hierdoor is bij het berekenen van de som van PFOA-equivalenten voor die PFAS die niet aangetoond waren zowel het zogenaamde 'lower bound', 'medium bound' en 'upper bound' scenario doorgerekend. De resultaten laten zien dat de keuze voor een van deze scenario's niet van invloed is op de conclusie van de huidige risicoschatting.
- Het eerste en tweede verzamelde monster van locatie 1 (02-01-2018 en 03-05-2018) zijn buiten beschouwing gelaten in de huidige risicoschatting. Deze twee monsters waren alleen geanalyseerd op aanwezigheid van GenX, en dus niet op 12 andere PFAS die wel in alle overige monsters zijn bepaald. De berekende som PEQ zijn voor deze monsters onrealistisch laag ten opzichte van de som PEQ van de andere monsters. Echter, de concentratie GenX in deze twee monsters is vergelijkbaar met de GenX concentraties in de overige monsters van locatie 1 en de monsters van locaties 2 en 3. Gezien de meetgegevens van de overige monsters is de verwachting dat andere PFAS dan GenX ook in de eerste twee monsters aanwezig waren geweest. Ingeschat wordt dat het niet meenemen van deze twee monsters niet van invloed is op de conclusie van de huidige risicoschatting.
- Voor een aantal PFAS, zoals bijvoorbeeld PFHpA, is door Bil et al. (2021) op basis van read-across een RPF-interval afgeleid. In lijn met RIVM (2021) is in de huidige risicoschatting met de bovengrens van dit interval gerekend. Deze maximale waarde is vanuit voorzorg gekozen, en dekt de onzekerheid in de RPF's voor de betreffende PFAS waarschijnlijk volledig af. Ingeschat wordt dat dit tot een mogelijke beperkte overschatting van het risico kan leiden.
- Voor de PFAS 2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur zoals door lab-1 geanalyseerd is geen RPF beschikbaar op basis van Bil et al. (2021). RIVM (2021) stelt dat PFAS waarvoor geen RPF beschikbaar is, voorlopig niet kunnen worden beoordeeld met de RPF-methode. Deze PFAS kon dus in de berekening van de som PEQ niet meegenomen worden, en dat introduceert een onzekerheid in de huidige risicoschatting.
- Het betreft echter slechts één van de 13 door lab-1 geanalyseerde PFAS. Bovendien was voor de individuele monsters de gemeten concentratie van deze PFAS in bijna alle gevallen beneden de kwantificatielimiet, uitgezonderd één monster waar de concentratie gelijk was aan de kwantificatielimiet. De inschatting is dat het niet meenemen van deze specifieke PFAS niet van invloed is op de conclusie van de huidige risicoschatting.
- Mensen kunnen tijdens zwemmen ook via de huid en door inademen van dampen boven het water blootgesteld worden. Omdat voor PFOA en GenX gebleken is dat de dermale en inhalatie route niet of nauwelijks bijdroegen aan de totale

blootstelling als gevolg van zwemmen in zwemwater waarin deze PFAS aanwezig waren (RIVM, 2018a+b), zijn deze routes voor de huidige risicoschatting buiten beschouwing gelaten. De daarmee geïntroduceerde onzekerheid wordt klein geacht, want inademen en huidopname zullen naar verwachting nauwelijks bijdragen aan het risico.

- Bij de blootstellingsberekening is in eerste instantie uitgegaan van de aanname dat een kind, volwassen man of volwassen vrouw elke zwemdag gedurende respectievelijk 270, 200 of 220 minuten in een buitenplas zwemt en daarbij respectievelijk 170 mL, 140 mL of 86 mL zwemwater binnenkrijgt. De waarden voor zwemduur en ingeslikt volume zwemwater zijn conservatief tot zeer conservatief, gezien ook de range die voor deze parameters gerapporteerd wordt in Schets et al. (2011). Dit biedt een extra marge.

Uit het onderzoek van Schets et al. (2011) blijkt verder dat 95% van de kinderen, volwassen mannen of volwassen vrouwen respectievelijk 25, 25 of 23 keer per jaar of minder zwemt. De berekende blootstelling op basis van deze frequentie wordt gezien als een 'realistic worst case'. Opgemerkt wordt dat uitgaande van een gemiddelde zwemfrequentie van 8x (kind) en 7x (volwassen man en vrouw) per jaar zoals ook in het onderzoek van Schets et al. (2011) gepresenteerd wordt, de blootstelling nog ruim een factor 3 lager zou worden (data niet gepresenteerd). Dat laatste zou dan beschouwd kunnen worden als een 'realistic case' situatie.

Een zwemfrequentie van 365 dagen per jaar voor een buitenplas kan dus als extreem worst case beschouwd worden. Bovendien, een kortere blootstellingsperiode zorgt voor accumulerende stoffen als PFAS voor een beduidend lagere interne blootstelling en verlaagt daarmee het risico op gezondheidsnadelige effecten. Dit biedt een extra marge.

- De huidige risicoschatting is gebaseerd op de aanwezigheid van 13 PFAS in het zwemwater van recreatieplas Berkendonk, omdat de analysemethode zoals gebruikt door lab-1 alleen deze 13 kon bepalen. De analysemethode van lab-2 kon veel meer PFAS bepalen, namelijk 42, maar vanwege de lage gevoeligheid van de methode bleken daarmee maar een paar PFAS kwantitatief aangetoond. Met andere woorden, of er in het zwemwater van recreatieplas Berkendonk ook andere PFAS aanwezig zijn dan de 13 gemeten door lab-1, is niet met zekerheid te zeggen. Maar aangezien het niet ondenkbaar is, leidt deze onzekerheid tot een (onbekende) onderschatting van het risico.
- De vraag van de gemeente Helmond heeft betrekking op de risico's van blootstelling aan PFAS bij het recreëren in en bij recreatieplas Berkendonk. Qua recreatie-activiteiten in en bij deze plas wordt voor zwemmen de hoogste blootstelling verwacht; hiermee worden ook andere recreatie-activiteiten, zoals surfen en zeilen, in en bij recreatieplas Berkendonk impliciet afgedekt.

Aangezien van vrijwel alle bovengenoemde factoren en onzekerheden wordt verwacht dat ze óf een minimale impact hebben op de geschatte risico's, óf dat ze deze overschatten, zal het overall effect naar

verwachting eerder tot een overschatting dan tot een onderschatting van de geschatte risico's leiden.

In de huidige risicoschatting is gekeken naar een specifieke situatie, namelijk PFAS in recreatieplas Berkendonk in Helmond. Opgemerkt wordt dat indien een ander zwemwater beoordeeld dient te worden, dan zal die beoordeling en de daaraan gekoppelde conclusies afhankelijk zijn van de gehalten van de daar aangetroffen PFAS én de daarvoor geldende RPF's.

Conclusie

Zwemmen in de recreatieplas Berkendonk in Helmond leidt tot blootstelling aan PFAS. De conclusie van de huidige risicoschatting is dat geen gezondheidsnadelige effecten van PFAS te verwachten zijn als gevolg van zwemmen in recreatieplas Berkendonk.

PFAS behoren tot een groep van chemische stoffen die door mensen gemaakt is en van nature niet voorkomt in het milieu. Eénmaal in het milieu, blijven ze daar vanwege hun eigenschappen in aanwezig ('forever chemicals'), en is blootstelling aan PFAS mogelijk via diverse bronnen.

Huidig rapport betreft de mogelijke risico's van PFAS blootstelling als gevolg van zwemmen. Bepaling van de risico's als gevolg van de totale blootstelling aan PFAS via diverse bronnen van PFAS, zoals voedsel, drinkwater, lucht etcetera valt buiten de scope van dit onderzoek. Zwemmen in deze recreatieplas is een bron van blootstelling aan PFAS. Waar iedere blootstellingsbron individueel mogelijk niet leidt tot gezondheidsrisico's (zoals voor zwemmen in recreatieplas Berkendonk het geval is), draagt iedere bron wel bij aan de totaalblootstelling aan PFAS. Van voeding en drinkwater is bekend dat ze relatief veel bijdragen: EFSA (2020) stelt namelijk dat de inname van de EFSA-4 via voedsel en drinkwater voor bepaalde subpopulaties in Europa al resulteert in een overschrijding van de TWI. RIVM onderzoekt op dit moment de inname van de EFSA-4 via voedsel en drinkwater voor de Nederlandse situatie. Medio 2021 komen deze gegevens beschikbaar.

Lijst met afkortingen

EFSA	Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid; European Food Safety Authority
PEQ	PFOA-equivalenten
PFAS	perfluoralkyl-stoffen
PoD	point of departure; uitgangspunt
RPF	Relative potency factor; relatieve potentie factor
TDI	Tolereerbare Dagelijkse Inname
TWI	Tolereerbare Wekelijkse Inname

Zie bijlage B voor de gebruikte afkortingen en de bijbehorende chemische stofnamen voor de individuele PFAS

Dankwoord

De auteur dankt Els Smit, Julia Verhoeven, Marja Pronk en Monique van der Aa van het RIVM voor hun waardevolle inbreng voor dit rapport.

Referenties

Abraham K., Mielke H., Fromme H., Volkel W., Menzel J., Peiser M., Zepp F., Willich S.N. and Weikert C. (2020). 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. *Archives of Toxicology*, 94, 2131–2147.

Bil, W., M. Zeilmaker, S. Fragki, J. Lijzen, E. Verbruggen and B. Bokkers (2021). Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40, 859-870. DOI: 10.1002/etc.4835.

Brandsma, S.H., Koekkoek J.C., van Velzen M.J.M., de Boer J. (2019). The PFOA substitute GenX detected in the environment near a fluoropolymer manufacturing plant in the Netherlands. *Chemosphere* 220: 493-500.

EC (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Updated version 2018. Brussels, Belgium. European Commission.

EFSA (2020). Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 18 (9): 6223.

EU (2020). Herziened Europese Drinkwaterrichtlijn 2020, de door Europese Raad aangenomen versie: <https://data.consilium.europa.eu/doc/document/ST-6230-2020-INIT/en/pdf>

Gebbink, W.A., van Asseldonk L., van Leeuwen S.P.J. (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.

Janssen P., 2016, Derivation of a lifetime drinking-water guideline for 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoic acid (FRD-903) – Revised version January 2017. RIVM Bijlage bij brief 0148/2016/M&V/EvS/AV.

Muller A. en Smit E. (2020). Advies Risicogrenswaarden voor PFOA, PFOS en GenX in zwembadwater en vis. RIVM-briefrapport 2020-0042. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0042.pdf>

RIVM (2018a). Voorlopige risicoschatting GenX in oppervlaktewater rondom het bedrijf Custom Powders in Helmond. RIVM, januari 2018. *Zie ook bijlage A van huidig rapport*

RIVM (2018b). Voorlopige risicoschatting PFOA in recreatieplas Berkendonk in Helmond. RIVM, mei 2018.

Zie ook bijlage A van huidig rapport.

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/documenten/pfas-rivm-expertnotitie>

RIVM (2021). Notitie implementatie van de EFSA som-TWI PFAS, 7 april 2021. <https://www.rivm.nl/documenten/notitie-implementatie-van-efsa-som-twi-pfas>

Schets M.F., Schijven J.F., De Roda Husman A.M. (2011). Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. Wat Res 45, 2392-2400.

Smit C.E., Bodar C.W.M., te Biesebeek J.D., Wolterink G. (2011). Risico's van imidacloprid in oppervlaktewater voor de mens. RIVM briefrapport 601712008. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/601712008.pdf>

Te Biesebeek J.D., Nijkamp M.M., Bokkers B.G.H., Wijnhoven S.W.P. (2014). General Fact Sheet. General default parameters for estimating consumer exposure - Updated version 2014. RIVM Report 090013003/2014. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/090013003.pdf>

Van der Ree J., Te Biesebeek J.D., Wolterink G., Smit E., van Vlaardingen P. (2011). Humane risico's van gewasbeschermingsmiddelen in zwemwater: Analyse van metingen in Provincie Zuid-Holland. RIVM Briefrapport 609033007. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/609033007.pdf>

WHO (2017). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition 2017. Geneva, Switzerland, World Health Organization.

Wintersen, A., Spijker J., van Breemen P., van Wijnen H. (2020). Achtergrondwaarden per- en polyfluoralkylstoffen (PFAS) in de Nederlandse landbodem. RIVM briefrapport 2020-0100. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0100.pdf>

Zeilmaker MJ, Janssen P, Versteegh A, Van Pul A, De Vries W, Bokkers B, Wuijts S, Oomen A, Herremans J (2016). Risicoschatting emissie PFOA voor omwonenden. RIVM briefrapport 2016-0049. <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2016-0049.pdf>

Bijlage A: Voorlopige risicoschatting PFAS in recreatieplas Berkendonk Helmond, uitgevoerd door RIVM in 2018

Voorlopige risicoschatting GenX in oppervlaktewater rondom het bedrijf Custom Powders in Helmond. RIVM, januari 2018

J.J.A. Muller, J.D. te Biesebeek

Inleiding

In oppervlaktewater op en nabij het bedrijf Custom Powders in Helmond is GenX aangetroffen (zie tabel A-1).

Naar aanleiding van deze bevinding heeft het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (I&W) twee vragen gesteld:

1. Vormen de gevonden concentraties een risico voor de menselijke gezondheid (acuut of bij lange termijn blootstelling)? Daarbij ervan uitgaand dat de vijver in de woonwijk mogelijk gebruikt kan worden als zwemwater. Een eerste inschatting is op korte termijn voldoende. Voor het water dat echt als zwemwater aangewezen is zou (later) wel een nadere onderbouwing nodig zijn bij die inschatting.
2. Zijn de gevonden concentraties verklaarbaar vanuit de gegevens die aan de (lucht)verspreidingsberekening ten grondslag liggen? Of andersom: kan de veronderstelde luchtemissie leiden tot dit soort concentraties in oppervlaktewater?

Dit document betreft de beantwoording van de eerste vraag.

Methode voor de voorlopige risicoschatting door zwemmen in het verontreinigde water.

Deze beoordeling richt zich op de directe blootstelling van mensen bij het zwemmen in verontreinigd water. De mogelijke opname van GenX uit oppervlaktewater kent drie mogelijke routes:

- via inademing tijdens het zwemmen van GenX dat uit het water verdampst,
- de orale opname via het in de mond krijgen van oppervlaktewater tijdens het zwemmen en
- dermale opname via de huid zijn geschat via gangbare modellen.

Uitgangspunten en beperkingen van deze voorlopige risicoschatting:

- Het is niet aannemelijk dat er regelmatig wordt gezwommen in de vijver op het bedrijven terrein. Daarom wordt deze locatie niet meegenomen in de risicobeoordeling.
- De GenX gehalten gemeten in het Stadswater Brouwhuis en Zwemwater Berkendonk sluiten niet uit dat andere oppervlaktewateren in deze omgeving in vergelijkbare mate verontreinigd kunnen zijn met GenX. Andere gebruiksscenario's zoals het gebruik van oppervlaktewater voor het besproeien van de moestuin kunnen dan ook niet worden uitgesloten. Het is op dit moment niet duidelijk of dit inderdaad realistische scenario's zijn en of de gevonden concentraties representatief zijn. Deze scenario's zijn dan ook niet beoordeeld.
- Het is mogelijk dat mensen incidenteel vis eten uit het stadswater Brouwhuis of het zwemwater Berkendonk. Zoals echter aangegeven in het rapport van Smit (2017) ontbreken

gegevens over de opname van GenX door vissen. Hierdoor is het maken van een risicoschatting voor dit scenario niet mogelijk.

- De bijdrage aan de blootstelling van GenX via de lucht door de uitstoot vanuit de schoorsteen van Custom Powders is niet meegenomen.

Tabel A-1 GenX gehalte in oppervlaktewater Helmond

Plaats	Nadere omschrijving	GenX gehalte
Bedrijventerrein	Vijver op terrein Custom Powder	7500 ng/L
Stadswater Brouwhuis	Zeer grote vijver in nabij gelegen woonwijk, 1 km van bedrijf	220 ng/L
Zwemwater Berkendonk	2,7 km stroomafwaarts van bedrijf	65 ng/L

Orale opname tijdens zwemmen

De GenX gehalte in het stadswater in de wijk Brouwhuis en het zwemwater Berkendonk liggen rond de door het RIVM afgeleide voorlopige richtwaarde voor drinkwater van 150 ng/L (Janssen, 2016). Deze waarde is gebaseerd op een inname van 2 liter drinkwater per dag, waarbij ten hoogste 20% van de acceptabele dagelijkse inname mag worden bereikt. Het is niet aannemelijk dat zwemmers dagelijks 2 liter oppervlakte water drinken. Voor volwassenen wordt een realistische schatting van de opname van water tijdens zwemmen geschat op 42 mL/uur en voor kinderen op 37 mL/uur. (Schets et al., 2011). De richtwaarde voor drinkwater is gebaseerd op 20% van de voorlopige acceptabele inname van 21 ng/kg lg/dag (Janssen, 2016). Met de aannames van Schets et al. (2011), komt de geschatte blootstelling voor de locatie stadswater Brouwhuis (hoogste concentratie) van een volwassene van 60 kg bij 3 uur zwemmen uit op 0,46 ng/kg lg/dag ((3 uur/dag* 0,042 L/uur * 220 ng/L)/60 kg). De geschatte blootstelling van een kind van 30 kg komt bij 3 uur zwemmen uit op 0,92 ng/kg lg/dag ((3 uur/dag* 0,042 L/uur * 220 ng/L)/30 kg). In beide scenario's is de blootstelling beduidend minder dan de voorlopige acceptabele inname van 21 ng/kg lg/dag (Janssen, 2016). Het is daarom onwaarschijnlijk dat het inslikken bij het zwemmen van oppervlaktewater met GenX van deze twee locaties leidt tot een risico.

Dermale opname tijdens zwemmen

In een in vitro studie naar de dermale opname door de huid van de mens van GenX werd een opname bepaald van $6,2 \pm 5,3 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{uur}$ (steady state penetratie) bij een test concentratie van 124 mg/ml resulterend in een Kp van $5,0 \cdot 10^{-5} \pm 4,3 \cdot 10^{-5} \text{ cm}/\text{h}$ (Beekman et al., 2016). Gezien de zeer hoge geteste dosering (infinite dose) is het niet aannemelijk dat de Kp ook toepasbaar is voor veel lagere concentraties zoals gevonden in de vijvers (factor 10^9 lager) en zou leiden tot een onderschatting van de opname. Toepassing van de gemeten steady state penetratie op de gemeten concentratie in water geeft waarschijnlijk een grove overschatting van de opname. Dit zou namelijk betekenen dat bij een concentratie van 220 ng/L, voor elke cm^2 huid de totale hoeveelheid GenX in 350 liter in een uur zou worden opgenomen ($6,2 \mu\text{g}/\text{cm}^2/\text{uur} / 220 \text{ ng}/\text{L} = 348 \text{ L}/\text{cm}^2/\text{uur}$). Het is daarom niet mogelijk om de dermale opname te berekenen. Hiervoor zouden in vitro

studies met een lagere concentratie in de range van de gemeten concentratie in water noodzakelijk zijn. Gezien de goede wateroplosbaarheid en de lage concentraties in water wordt verwacht dat de dermale opname uit het water beperkt is en waarschijnlijk niet leidt tot een risico.

Inhalatoire opname tijdens zwemmen

Stoffen kunnen verdampen uit het water en worden ingeademd. De verzadigde dampspanning van GenX is echter gering namelijk 0,012 Pa (Beekman et al., 2016). Een verzadigde dampspanning van 0,012 Pa komt overeen met een verzadigde luchtconcentratie van 1,7 mg/m³ (20°C). Dit is omgerekend met behulp van de algemene gaswet ($n/V = P / (R \cdot T)$). Gezien de goede wateroplosbaarheid van GenX in water (1000 g/L) en de lage GenX concentraties in het water is de verdamping van GenX uit water gering (Henry constante = 4,06E-06 Pa·m³/mol, Beekman et al., 2016). Als aangenomen wordt dat de relatie tussen de concentratie in water en lucht constant is, volgt hieruit een luchtconcentratie van 0,0004 ng/m³ bij een waterconcentratie van 220 ng/L. Dit is ruim beneden de inhalatoire grenswaarde van 73 ng/m³ (Beekman et al., 2016). De inhalatoire blootstelling wordt daarom geschat als zeer gering en leidt niet tot een risico.

Conclusie

Zwemmen in het oppervlaktewater van twee met GenX verontreinigde locaties in Helmond (stadswater Brouwhuis en zwemwater Berkendonk) leidt waarschijnlijk niet tot een gezondheidsrisico.

Referenties

Beekman et al., 2016, Evaluation of substances used in the GenX technology by Chemours, Dordrecht. RIVM Letter report 2016-0174.

Janssen P., 2016, Derivation of a lifetime drinking-water guideline for 2,3,3,3-tetrafluoro-2-(heptafluoropropoxy)propanoic acid (FRD-903) – Revised version January 2017. RIVM Bijlage bij brief 0148/2016/M&V/EvS/AV.

Schets et al, 2011, Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. Water Research 45: 2392-2400.

Smit, C.E, 2017, Onderzoek naar indicatieve waterkwaliteitsnormen voor stoffen in de GenX-technologie. RIVM Briefrapport 2017-0045

Voorlopige risicoschatting PFOA in recreatieplas Berkendonk in Helmond. RIVM, mei 2018.

J.J.A. Muller, J.D. te Biesebeek

Inleiding

In de recreatieplas Berkendonk in Helmond is 64 ng/L PFOA aangetroffen. Op verzoek van de gemeente Helmond is het humane risico van het gebruik van de recreatieplas beoordeeld. De recreatieplas wordt gebruikt voor zwemmen, surfen en zeilen. Vissen is hier verboden (<https://www.helmond.nl/sportvissen>).

Methoden

Uitgangspunten en beperkingen van deze voorlopige risicoschatting:

- De gemeten waarde betreft waarschijnlijk een puntmeting op een specifieke plaats en datum. Voor de risicoschatting wordt aangenomen wordt dat deze waarde representatief is voor de hele recreatievijver en levenslang ongewijzigd blijft. Doordat er maar één puntmeting op één tijdstip aanwezig is, is de mate van onzekerheid in de blootstellingsschatting en de risicoschatting groot.
- Aangenomen wordt dat het perfluorooctanoaat is gemeten en het onbekend is of dit als een zuur of een zout in het water aanwezig is.
- Omdat bij de pH van ongeveer 7 (langjarig gemiddelde voor de Berkendonk (Tauw, 2010)) vooral het ion perfluorooctanoaat aanwezig zal zijn worden voor sommige fysisch eigenschappen de resultaten met de zouten van PFOA als relevanter beschouwd dan die van PFOA zelf.
- De bijdrage aan de blootstelling van PFOA uit andere bronnen is niet meegenomen.
- De gecombineerde blootstelling aan PFOA en GenX is niet beoordeeld.
- Zwemmen is de activiteit met het langste contact met het verontreinigde water en wordt als worst-case gezien voor alle andere recreatie activiteiten.
- De bestaande RIVM rapporten worden gebruikt als uitgangspunt in de beoordeling. Alleen waar specifieke gegevens ontbraken zijn deze verzameld. Hierbij is gebruik gemaakt van de beschikbare recente beoordelingen van Europese instanties.

Grenswaarden

Het RIVM heeft in 2016 voor PFOA een gezondheidkundige grenswaarde afgeleid waarbij rekening is gehouden met het ophopen van deze stof in het menselijk lichaam bij langdurige blootstelling (Zeilmaker et al., 2016). Uit studies met proefdieren is gebleken dat levertoxiciteit het gevoeligste effect van PFOA is. Op basis van een zogenoemde NOAEL in ratten en enkele onzekerheidsfactoren is voor PFOA een TDI afgeleid van 12,5 ng/kg lg/dag (Zeilmaker et al., 2016). Deze waarde wordt in deze risicobeoordeling toegepast. Deze TDI geldt voor levenslange blootstelling. Bij een kortere blootstellingsperiode neemt het risico snel af voor accumulerende stoffen zoals PFOA. EFSA herbeoordeelt momenteel de grenswaarde voor PFOA en de verwachting is dat, vanwege voortschrijdend wetenschappelijk inzicht, deze lager zal zijn dan de TDI van het RIVM.

Het RIVM heeft een norm in drinkwater afgeleid van 87,5 ng/L gebaseerd op de consumptie van 2 L per dag, een lichaamsgewicht van 70 kg en 20% van de TDI (RIVM, 2016).

Er zijn geen dermale en inhalatoire grenswaarden afgeleid door het RIVM op basis van de gezondheidkundige grenswaarde uit 2016. Waar nodig wordt daarom route-to-route extrapolatie toegepast om de blootstelling te kunnen vergelijken met de orale TDI. Gezien de goede orale opname wordt hiervoor een waarde van 100% toegepast. Ook voor de inhalatoire route wordt wegens gebrek aan goede gegevens worst-case 100% opname aangenomen. De orale en inhalatoire blootstelling wordt hiermee dus gelijk aan de interne blootstelling en de orale TDI kan dus worden gebruikt als een interne TDI.

Scenario's voor zwemmen in het verontreinigde water.

Deze beoordeling richt zich op de directe blootstelling van mensen bij het zwemmen in verontreinigd water. De mogelijke opname van PFOA uit oppervlaktewater kent drie mogelijke routes:

- via inademing tijdens het zwemmen van PFOA dat uit het water verdampt,
- de orale opname via het in de mond krijgen van oppervlaktewater tijdens het zwemmen en
- dermale opname via de huid via contact met het water.

Deze blootstellingsberekeningen worden gemaakt voor volwassenen van 60 kg en voor kinderen van 30 kg (ongeveer 11 jaar).

Relevante beschikbare data voor PFOA en het belangrijkste zout APFO en de betreffende doelgroepen.

Tabel A-2 Stofidentiteit PFOA en APFO

Parameter	PFOA	APFO
Stofnaam	perfluorooctaanzuur	Ammonium perfluorooctanoaat
CAS nr	335-67-1	3825-26-1
Molecuulgewicht	414,07	430,07

Tabel A-3. Belangrijkste relevante parameters voor de betreffende doelgroepen.

Parameter	Volwassene	Kind (0-15 jaar)	Referentie
Gewicht	60 kg	30 kg	
Bezoek oppervlaktewater (95% CI)	25/jaar	25/jaar	Schets, 2011
Duur zwemmen (95% CI)	220 minuten	270 minuten	Schets, 2011
Inslikken water (95% CI)	140 mL	170 mL	Schets, 2011
Ademvolume (gemiddelde inspanning)	2,13 m ³ /uur	1,46 m ³ /uur	ECHA, 2012 zoals samengevat door RIVM, 2014
Lichaamsoppervlak (P50)	19600 cm ²	10600 cm ²	RIVM, 2014

Risicoschatting

Orale opname tijdens zwemmen

Het gemeten PFOA gehalte van 64 ng/L in het zwemwater Berkendonk ligt net beneden de door het RIVM afgeleide voorlopige norm voor drinkwater van 87,5 ng/L (RIVM, 2016). Deze waarde is gebaseerd op een inname van 2 liter drinkwater per dag. Het is niet aannemelijk dat zwemmers dagelijks 2 liter oppervlakte water drinken. Voor volwassenen wordt een realistische worst-case opname (95% CI) van water tijdens zwemmen geschat op 140 mL en voor kinderen op 170 mL (Schets et al., 2011). Met de aannames van Schets et al. (2011), komt de geschatte blootstelling voor een volwassene van 60 kg uit op 0,15 ng/kg lg/dag ($(0,140 \text{ L/dag} * 64 \text{ ng/L})/60 \text{ kg}$). De geschatte blootstelling van een kind van 30 kg komt uit op 0,36 ng/kg lg/dag ($(0,170 \text{ L/dag} * 64 \text{ ng/L})/30 \text{ kg}$). In beide scenario's is de blootstelling beduidend minder dan de voorlopige acceptabele inname van 12,5 ng/kg lg/dag (Zeilmaker, 2016). Daarnaast wordt slechts 25 keer per jaar gebruik gemaakt van het zwemwater terwijl de geschatte blootstelling vergeleken wordt met een TDI voor dagelijkse blootstelling. Voor accumulerende stoffen zoals PFOA resulteert dit in een overschatting van het risico. Het is daarom onwaarschijnlijk dat het inslikken bij het zwemmen in het oppervlaktewater met het gemeten gehalte leidt tot een risico.

Dermale opname tijdens zwemmen

Er is een beperkt aantal toxiciteit studies met dermale blootstelling aan PFOA of zijn zouten aanwezig en een klein aantal dermale absorptie studies. Vooralsnog wordt voor de grenswaarde uitgegaan van de dermale absorptie studies om de interne TDI van 12,5 ng/kg lg/dag toe te kunnen passen. In een studie met herhaalde dermale blootstelling van PFOA in aceton (non-occlusive) via het oor van muizen werd een dosis gerelateerde toename van PFOA in het serum gemeten (Franko et al., 2012). Deze studie laat zien dat er dermale opname is maar hieruit kan geen kwantitatieve schatting van de opname worden gemaakt. In vitro studies met PFOA in rattenhuid laten zien dat de dermale opname afhankelijk is van de mate van ionisatie van PFOA (Franko et al., 2012). Bij lage pH is er relatief veel niet geïoniseerd PFOA aanwezig dat kan worden geabsorbeerd. Bij een hogere pH (5,5) neemt de ionisatie toe en de gemeten absorptie af (factor 1000 ten opzichte van pH 2,25). Voor PFOA opgelost in oppervlaktewater met een pH rond de 7 (Tauw, 2010) zal de ionisatie nog verder toenemen en wordt dus een nog lagere absorptie verwacht. De gemeten K_p waarde (permeabiliteitscoëfficiënt (24-uurs meting)) voor PFOA bij zowel een testconcentratie van 14 ug/mL als bij 3000 ug/mL was respectievelijk $5,8 * 10^{-5}$ en $4,4 * 10^{-5}$ cm/uur (beide pH ongeveer 5). Dit komt goed overeen met de gemeten K_p van APFO (ammoniumzout van PFOA) van $3,25 \pm 1,51 * 10^{-5}$ cm/uur (Fasano et al., 2008). De in vitro absorptie (K_p) van APFO in humane huid was een factor 34 lager dan in de rat. Voor PFOA is er alleen een vergelijking op basis van het percentage penetratie, huid en residu welke aangeeft dat in humane huid de penetratie iets lager is maar de binding in de huid hoger.

Uitgaande van de laagste geteste in vitro concentratie van 14 ug/mL en de K_p van $5,8 * 10^{-5}$ cm/uur kan een flux van $0,81 \text{ ng/cm}^2/\text{uur}$ worden berekend. Uitgaande van 220 minuten zwemmen per dag en een totaal lichaamsoppervlak van 19600 cm^2 wordt de dagelijkse blootstelling 52

ug/dag. Voor een volwassene van 60 kg betreft de blootstelling dan 970 ng/kg lg/dag. Dit is een interne blootstelling die kan vergeleken worden met de interne TDI. De blootstelling is ruim boven de TDI van 12,5 mg/kg lg/dag. Echter de geteste concentratie van 14 ug/mL is een factor 200000 hoger dan de gemeten PFOA concentratie van 64 ng/L in de recreatieplas. Toepassing van de Kp waarde op de gemeten PFOA concentratie leidt tot een flux van $3,7 \cdot 10^{-6}$ ng/cm²/uur en een interne blootstelling van 0,005 ng/kg lg/dag. Deze interne blootstelling is beduidend minder dan de interne TDI van 12,5 ng/kg lg/dag. Voor een kind van 30 kg en een lichaamsoppervlak van 10600 cm² (kinderen van 6-11 jaar) en 270 minuten per dag komt dit uit op 0,006 ng/kg lg/dag. De werkelijke opname zal daarnaast beduidend lager zijn omdat de pH van het zwemwater hoger is dan die in de in vitro test en de opname door de humane huid kan ook nog lager zijn. Daarnaast wordt vergeleken met een TDI voor chronische blootstelling terwijl de meeste mensen niet vaker dan 25 keer per jaar zwemmen in het oppervlakte water. Daarom wordt verwacht dat de dermale opname uit het water beperkt is en waarschijnlijk niet leidt tot een risico.

Inhalatoire opname tijdens zwemmen

Stoffen kunnen verdampen uit het water en worden ingeademd. De oplosbaarheid in water, de verzadigde dampspanning en dus ook de Henry constante (evenwichtsverhouding tussen de concentratie in water en lucht) is afhankelijk van de vorm van PFOA (zuur of een van de zouten). Aangenomen wordt dat alleen het zuur kan verdampen en anionen niet. De verhouding tussen zuur en anion wordt mede bepaald door de pH van het oplosmiddel. Bepaling van de Henry constante bij een lage pH met relatief veel van het zuur geeft daarom een overschatting van de Henry constante bij een hogere pH rond de 7 die relevant is voor oppervlaktewater. De Henry constante van de zouten van PFOA worden daarom relevanter geacht dan die van PFOA voor de beoordeling van de verdamping vanuit oppervlakte water. De aanname dat de concentraties in water en lucht met elkaar in evenwicht zijn is waarschijnlijk een worst-case aanname omdat er in de buitenlucht een verdunning met onverzadigde lucht mogelijk is door bijvoorbeeld wind. De verzadigde dampspanning van PFOA is echter gering en wordt geschat op 2,3 Pa bij 20°C (Washburn, 2005) en 70 Pa bij 25°C (Hekster et al., 2002). De verzadigde dampspanning van APFO is in de beschikbare metingen echter beduidend lager volgens Hekster et al. (2002) namelijk $1,3 \cdot 10^{-3}$ Pa en $9,2 \cdot 10^{-3}$ Pa en volgens Washburn (2005) 0,0081 Pa. De oplosbaarheid van APFO is juist beduidend hoger dan die van PFOA (tabel A-4).

De evenwichtsverhouding tussen de waterconcentratie en de luchtconcentratie kan worden berekend met de Henry constante. Een aantal gemeten, berekende en geschatte (QSAR) waarden voor PFOA en APFO zijn opgenomen in tabel A-4. Hieruit blijkt dat de meeste gemeten en geschatte waarden voor PFOA zich bevinden tussen $2,45 \cdot 10^{-5}$ en $108 \cdot 10^{-5}$ atm.m³/mol. Alleen de waarde gevonden met Epi Suite wijkt duidelijk af van de andere waarde en wordt daarom verder buiten beschouwing gelaten. Door de hogere oplosbaarheid in water en de lagere dampspanning is de berekende Henry constante voor APFO beduidend lager namelijk $7,8 \cdot 10^{-11}$ atm.m³/mol.

Uitgaande van de Henry constante van APFO van $7,8 \cdot 10^{-11}$ atm.m³/mol bedraagt de luchtconcentratie boven het oppervlaktewater (64 ng/L) dus

$20,7 \cdot 10^{-6}$ ng/m³. De hoogste dampconcentratie zal aanwezig zijn in de luchtlaag direct boven het water. Alleen bij zwemmen zal er dus sprake zijn van blootstelling aan de hoogste dampconcentratie. Het ademvolume tijdens het zwemmen voor volwassenen is $2,13 \text{ m}^3/\text{uur} \cdot 220/60 \text{ uur} = 7,8 \text{ m}^3$. Op basis van een opname van 100% PFOA uit de ingeademde lucht en een gewicht van 60 kg kan voor een luchtconcentratie van $20,7 \cdot 10^{-6}$ ng/m³ een interne blootstelling van $2,6 \cdot 10^{-6}$ ng/kg lg/dag worden berekend uitgaande van de Henry constante voor APFO. De blootstelling is ruim beneden de interne TDI van 12,5 ng/kg lg/dag. Voor een kind van ongeveer 30 kg bedraagt het ademvolume per uur ongeveer $1,46 \text{ m}^3/\text{uur}$ bij een gemiddelde inspanning. Uitgaande van 270 minuten zwemmen per dag bedraagt de interne blootstelling $4,6 \cdot 10^{-6}$ ng/kg lg/dag. Ook dit is ruim beneden de TDI.

Naast de bepalingen van de Henry constante via een berekening is er een meting van PFOA in water en lucht in een rioolzuiveringsinstallatie (Vierke et al., 2013). Het water van de installatie had een pH van 7,5. De gemeten luchtconcentratie boven water, met een PFOA concentraties in de range van 16 tot 26 ng/L, varieerde van 1,9 tot 25 pg/m³. Een probleem bij deze metingen is dat de beide fasen mogelijk niet in evenwicht zijn. Voor water met een concentratie van 64 ng/L zou een worst case schatting overeenkomen met 64 pg/m³ in lucht. De hoogste damp concentratie zal aanwezig zijn in de luchtlaag direct boven het water. Alleen bij zwemmen (maximaal 220 minuten per dag) zal er dus sprake zijn van blootstelling aan de hoogste damp concentratie. Het ademvolume in die periode is $2,13 \text{ m}^3/\text{uur} \cdot 220/60 \text{ uur} = 7,8 \text{ m}^3$. Op basis van een opname van 100% PFOA uit de ingeademde lucht en een gewicht van 60 kg kan voor een luchtconcentratie van 64 pg/m³ een interne blootstelling van 0.008 ng/kg lg/dag worden berekend. Dit is ruim beneden de TDI van 12,5 ng/kg lg/dag. Voor een kind van ongeveer 30 kg bedraagt het ademvolume per uur ongeveer $1,46 \text{ m}^3/\text{uur}$ bij een gemiddelde inspanning. Uitgaande van 270 minuten zwemmen per dag bedraagt de interne blootstelling 0,014 ng/kg lg/dag. Ook dit is ruim beneden de TDI.

Beide scenario's verschillen sterk in de berekende luchtconcentratie boven het water. De berekende waarde via de Henry constante van APFO bedraagt $20,7 \cdot 10^{-6}$ ng/m³ terwijl de extrapolatie meting boven rioolwater een luchtconcentratie oplevert van $64 \cdot 10^{-3}$ ng/m³. Dit verschil kan niet worden verklaard maar kan bijvoorbeeld te maken hebben met een verschil in temperatuur. Ook de metingen boven het rioolwater gaven al een behoorlijke spreiding aan. Dit geeft aan dat er een behoorlijke onzekerheid is in de schatting van de luchtconcentratie. Worst-case wordt daarom uitgegaan van de hoogste concentratie. De geschatte dampspanning boven water met een PFOA gehalte van 64 ng/L is zeer laag en de blootstelling als gevolg van inademing van deze lage concentratie ruim beneden de TDI. Daarnaast is het onwaarschijnlijk dat mensen dagelijks zwemmen in de Berkendonk. Er wordt daarom geen risico verwacht via inademing van de damp boven het oppervlakte water.

Tabel A-4 Fysische eigenschappen van PFOA en de zouten van PFOA

Stof	Water oplosbaarheid (g/L)	Dampspanning (Pa)	Henry constante	Eenheid	Commentaar	Referentie
PFOA			$9,08 * 10^{-2}$	atm.m ³ /mol	Schatting	Episuite 4.11
PFOA			3,715	Dimensieloos	Schatting met Epi Suite	Vierke et al., 2013 (tabel SM 16)
PFOA			0,004 – 0,044 $1*10^{-4} - 11*10^{-4}$	Dimensieloos atm.m ³ /mol	Andere schattingsmethoden	Vierke et al., 2013 (tabel SM 16)
PFOA			0,001 $2,45*10^{-5}$	Dimensieloos atm.m ³ /mol	Gemeten bij pH=0,6	Li et al., 2007
PFOA			0,004 $1*10^{-4}$	Dimensieloos atm.m ³ /mol	Gemeten bij pKa = 2,8	Kutsuna and Hori, 2008
PFOA			0,008 $2*10^{-4}$	Dimensieloos atm.m ³ /mol	Gemeten bij pKa = 1,3	Kutsuna and Hori, 2008
PFOA	9,5				25°C	Kauck and Dieslin, 1951
PFOA	4,14				22°C	Prokop et al., 1989
PFOA		2,3			20°C geëxtrapoleerd	Washburn et al., 2005
PFOA		4,2			25°C geëxtrapoleerd	Washburn et al., 2005
PFOA		128			128°C gemeten	Washburn et al., 2005
PFOA	9,5	70	$4,6*10^{-6}$	atm.m ³ /mol	Berekend ^a	Hekster et al., 2002
APFO	>500	$<1,3*10^{-3}$ $9,2*10^{-3}$	$<1,1*10^{-11}$ $7,8*10^{-11}$	atm.m ³ /mol atm.m ³ /mol	Berekend ^a	3M, 1987 Hekster et al., 2002
APFO		0,0081			20°C berekend vanaf gemeten data	Washburn et al., 2005

^a de Henry constante berekend uit de wateroplosbaarheid en de verzadigde dampspanning is een overschatting omdat hierbij geen rekening wordt gehouden met de dissociatie in water.

Conclusie

De geschatte blootstelling aan PFOA tijdens het zwemmen in de Berkendonk is voor de dermale en inhalatoire routes zeer laag en zeer ruim beneden de huidige TDI en voor de orale route laag en ruim beneden de huidige TDI van 12,5 ng/kg lg/dag. Ondanks de onzekerheid doordat er alleen een puntschatting op een dag aanwezig is geeft de ruime marge aan dat de conclusie redelijk betrouwbaar is. Dit komt mede doordat er vergeleken is met een TDI voor levenslange blootstelling. Een kortere blootstellingsperiode zorgt voor stoffen als PFOA voor een beduidend lagere interne blootstelling en maakt een risico nog minder aannemelijk. De geringe verschillen in de geschatte blootstelling tussen volwassenen en kinderen ten opzichte van de marge met de TDI geeft aan dat deze risicoschatting van toepassing is op alle leeftijdsgroepen. Dit is ook van toepassing op de gecombineerde blootstelling via de orale, dermale en inhalatoire route want de som van

de interne blootstelling van volwassenen van 0,16 ng/kg lg/dag en van kinderen van 0,38 ng/kg lg/dag is ruim beneden de huidige interne TDI. Er wordt daarom op basis van de beschikbare gegevens geen risico verwacht voor zwemmen. Omdat voor zwemmen de hoogste blootstelling wordt verwacht is een risico ook voor de andere recreatie activiteiten, zoals surfen en zeilen, in en bij de plas Berkendonk onwaarschijnlijk.

Referenties

3M. Co, 1978. Environmental Laboratory Technical Report Summary, Adsorption of FC-95 and FC-143 on soil. Environmental Laboratory, 3M Company Project 9970612633: Fate of Fluorochemicals, Report Number 1. St. Paul, MN. U.S. Environmental Protection Agency Administrative Record 226-0488.

Fasano WJ, Kennedy GL, Szostek B, Farrar DG, Ward RJ, Haroun L, et al. 2005. Penetration of ammonium perfluorooctanoate through rat and human skin in vitro. *Drug Chem. Toxicol.* 28, 79-90

Franko J, Meade BJ, Frasch HF, Barbero AM, Anderson SE. 2012. Dermal penetration potential of perfluorooctanoic acid (PFOA) in human and mouse skin. *J Toxicol Environ Health A*;75(1):50-62.

Hekster, F.M., de Voogt, P., Pijnenburg, A.M.C.M., Laane, R.W.P.M., 2002. Perfluoralkylated substances - aquatic environmental assessment. University of Amsterdam/RIKZ. Report RIKZ/2002.043.

Kauck, E.A., Diesslin, A.R., 1951. Some properties of perfluorocarboxylic acids. *Ind Eng Chem* 43, 2332-2334.

Kutsuna, S., Hori, H., 2008. Experimental determination of Henry's law constant of perfluorooctanoic acid (PFOA) at 298K by means of an inert-gas stripping method with a helical plate. *Atmospheric Environment* 42, 8883-8892.

Li, H., Ellis, D., Mackay, D., 2007. Measurement of Low Air-Water Partition Coefficients of Organic Acids by Evaporation from Water Surface. *Journal of Chemical & Engineering Data* 52, 1580-1584.

Prokop, H.W., Zhou, H.J., Xu, S.Q., Wu, C.H., Liu, C.C., 1989. Analysis of the products from the electrochemical fluorination of octanoyl chloride. *Journal of Fluorine Chemistry* 43, 277-290.

RIVM, 2014, General factsheet, RIVM report 090013003/2014

RIVM, 2016. Brief 063/2016 DMG AV/afz Advies richtwaarde PFOA in drinkwater.

Schets et al, 2011, Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. *Water Research* 45: 2392-2400.

Tauw, 2010, Zwemwaterprofiel Berkendonk te Helmond, Kenmerk R017-4661294IGO-kmn-V01-NL.

Vierke, Lena, Lutz Ahrens, Mahiba Shoeib, Wolf-Ulrich Palm, Eva M. Webster, David A. Ellis, Ralf Ebinghaus, Tom Harner (2013) In situ air-water and particle-water partitioning of perfluorocarboxylic acids, perfluorosulfonic acids and perfluorooctyl sulfonamide at a wastewater treatment plant, *Chemosphere*, Vol 92(8), Pages 941-948.

Washburn, S.T., Bingman, T.S., Braithwaite, S.K., Buck, R.C., Buxton, L.W., Clewell, H.J., Haroun, L.A., Kester, J.E., Rickard, R.W., Shipp, A.M., 2005. Exposure Assessment and Risk Characterization for Perfluorooctanoate in Selected Consumer Articles. *Environmental Science & Technology* 39, 3904-3910.

Zeilmaker MJ, Janssen P, Versteegh A, Van Pul A, De Vries W, Bokkers B, Wuijts S, Oomen A, Herremans J (2016). Risicoschatting emissie PFOA voor omwonenden. RIVM letter report 2016-0049. Bilthoven, National Institute for Public Health and the Environment (RIVM). Beschikbaar online: www.rivm.nl.

Bijlage B: Relatieve potentie factoren PFAS

Tabel B-1 Relatieve potentie factoren van 23 PFAS (Bil et al., 2021)

PFAS	PFAS afkorting	CAS-nr van lineaire PFAS	RPF
Sulfonzuren			
Perfluorbutaansulfonzuur	PFBS [#]	375-73-5	0,001
Perfluorpentaansulfonzuur	PFPeS ¹	2706-91-4	0,001 ≤ RPF ≤ 0,6
Perfluorhexaansulfonzuur	PFHxS [#]	355-46-4	0,6
Perfluorheptaansulfonzuur	PFHpS [§]	375-92-8	0,6 ≤ RPF ≤ 2
perfluoroctaansulfonzuur	PFOS	1763-23-1	2
Perfluordecaansulfonzuur	PFDS [§]	335-77-3	2
Carbonzuren			
perfluorbutaanzuur	PFBA	375-22-4	0,05
Perfluorpentaanzuur	PFPeA ²	2706-90-3	0,01 ≤ RPF ≤ 0,05
perfluorhexaanzuur	PFHxA	307-24-4	0,01
Perfluorheptaanzuur	PFHpA	375-85-9	0,01 ≤ RPF ≤ 1
perfluoroctaanzuur	PFOA	335-67-1	1
perfluornonaanzuur	PFNA	375-95-1	10
Perfluordecaanzuur	PFDA	335-76-2	4 ≤ RPF ≤ 10
perfluorundecaanzuur	PFUnDA ³	2058-94-8	4
perfluordodecaanzuur	PFDoDA ⁴	307-06-7	3
Perfluortridecaanzuur	PFTTrDA ⁵	72629-94-8	0,3 ≤ RPF ≤ 3
perfluortetradecaanzuur	PFTeDA	376-06-7	0,3
perfluorhexadecaanzuur	PFHxDA ⁶	67905-19-5	0,02
perfluoroctadecaanzuur	PFODA ⁷	16517-11-6	0,02
Ether carbonzuren			
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur	HFPO-DA (~GenX) ⁸	13252-13-6	0,06
ammonium 4,8-dioxa-3H-perfluornonanoaat	ADONA	958445-44-8	0,03
Telomeer alcoholen			
1H,1H,2H,2H-perfluoroctanol	6:2 FTOH	647-42-7	0,02
1H,1H,2H,2H-perfluordecanol	8:2 FTOH	678-39-7	0,04

[#] door lab-1 als de lineaire variant gemeten

[§] door lab-2 als de lineaire variant gemeten

¹ door lab-2 als PFC5asfzr afgekort

² door lab-1 en lab-2 als PFFA afgekort

³ door lab-1 en lab-2 als PFUDa afgekort

⁴ door lab-2 als PFDoA afgekort

⁵ door lab-2 als PFTDA afgekort

⁶ door lab-2 als PFC16azr afgekort

⁷ door lab-2 als PFC18azr afgekort

⁸ door lab-1 en lab-2 als FRD-903 afgekort

Bijlage C: Overzicht van geanalyseerde PFAS

Tabel C-1 Overzicht van geanalyseerde PFAS door lab-1

PFAS	Afkorting [#]	RPF gebruikt in de huidige risicoschatting [§]
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur	2PFC6yC2a1sf	-
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur	FRD-903 *	0,06
perfluor-1-butaansulfonaat (lineair)	L_PFBS	0,001
perfluor-1-hexaansulfonaat (lineair)	L_PFHxS	0,6
Perfluorbutaanzuur	PFBA	0,05
Perfluordecaanzuur	PFDA	10
Perfluorheptaanzuur	PFHpA	1
Perfluorhexaanzuur	PFHxA	0,01
Perfluornonaanzuur	PFNA	10
Perfluoroctaanzuur &	PFOA	1
Perfluoroctaansulfonaat @	PFOS	2
Perfluorpentaanzuur	PFPA	0,05
Perfluorundecaanzuur	PFUdA	4

[#] afkorting zoals gebruikt door lab-1

* deze PFAS is ook bekend onder de naam GenX; deze naam wordt primair gebruikt in de huidige rapportage

[§] In Bil et al. (2021) is de RPF afgeleid als interval op basis van read-across. In deze tabel is in lijn met RIVM (2021) de bovengrens van het interval gepresenteerd.

& als lineaire vorm gemeten

@ als som van de lineaire en vertakte vorm gemeten

Tabel C-2 Overzicht van geanalyseerde PFAS door lab-2@

PFAS	Afkorting [#]
2(6chlor-dodecafluorhexoxy)-tetrafluorethaansulfonaat, Kzout	26ClF12C6oxT
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur	2PFC6yC2a1sf
ammonium 4,8-dioxa-3H-perfluornonanoaat	ADONA
bisperfluordecyl fosfaat	bisPF10yPO4
cis-hexadecafluor-2-deceenzuur	cF16C10ezr
N-ethyl perfluoroctaansulfonamide	EtFOSA
perfluoroctaansulfonamide(N-ethyl)acetaat	EtFOSAA
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur	FRD-903 *
1H,1H,2H,2H-perfluordecaansulfonzuur	H-PFC10asfzr
1H,1H,2H,2H-perfluordodecaansulfonzuur	H-PFC12asfzr
1H,1H,2H,2H-perfluorhexaansulfonzuur	H-PFC6asfzr
7H-perfluorheptaanzuur	HPFHpA
2H,2H,3H,3H-perfluorundecaanzuur	H-PFUdA
perfluor-1-butaansulfonaat (lineair)	L_PFBS
perfluor-1-decaansulfonaat (lineair)	L_PFDS
perfluor-1-heptaansulfonaat (lineair)	L_PFHpS
perfluor-1-hexaansulfonaat (lineair)	L_PFHxS
perfluorbutaansulfonamide(N-methyl)acetaat	MeFBSAA
N-methyl perfluoroctaansulfonamide	MeFOSA
N-methylperfluorbutaansulfonamide	NC1yPFC4asfA

PFAS	Afkorting[#]
perfluorooctaansulfonylamide(N-methyl)acetaat	N-MeFOSAA
perfluor-3,7-dimethyloctaanzuur	PF37DC1yOA
perfluorbutaanzuur	PFBA
perfluorhexadecaanzuur	PFC16azr
perfluorooctadecaanzuur	PFC18azr
perfluorbutaansulfonamide	PFC4asfAd
perfluorpentaaan-1-sulfonzuur	PFC5asfzr
perfluordecaanzuur	PFDA
perfluordodecaanzuur	PFDoA
perfluorheptaanzuur	PFHpA
perfluorhexaanzuur	PFHxA
perfluornonaanzuur	PFNA
Perfluorooctaanzuur ^{&}	PFOA
Perfluorooctaansulfonaat ^{&}	PFOS
perfluorooctaansulfonamide	PFOSA
perfluorpentaaanzuur	PFPA
perfluortridecaanzuur	PFTDA
perfluortetradecaanzuur	PFTeDA
perfluorundecaanzuur	PFUdA
som lineair en vertakte perfluorooctaanzuur	slinvertPFOA
som lineair en vertakte perfluorooctylsulfonaat	slinvertPFOS
som vertakte PFOA-isomeren	sverttPFOA

[@] de resultaten van lab-2 zijn uiteindelijk buiten beschouwing gelaten in de huidige risicoschatting (zie paragraaf 3.2 voor een toelichting)

[#] afkorting zoals gebruikt door lab-2

^{*} deze PFAS is ook bekend onder de naam GenX; deze naam wordt primair gebruikt in de huidige rapportage

[&] als de lineaire vorm gemeten

Bijlage D: Som PEQ

Tabel D-1 Overzicht van PFAS-concentraties in monsters verzameld uit recreatieplas Berkendonk 2018-2020. PFAS-concentraties zijn uitgedrukt als PFOA-equivalenten/L (ng PEQ/L).

Datum monstername	PFAS-concentratie in ng PEQ/L ^{a,b}		
	Locatie 1	Locatie 2	Locatie 3
02-01-2018 ^c	3,9		
03-05-2018 ^c	2,6		
28-05-2018	21	77	73
11-06-2018	76	82	80
25-06-2018	83	87	85
09-07-2018	77	75	75
23-07-2018	73	75	24
06-08-2018	81	76	75
20-08-2018	87	87	79
03-09-2018	68	65	77
17-09-2018	81	84	82
02-10-2018	76	78	82
06-11-2018	92	78	68
04-12-2018			72
21-01-2019			143
19-02-2019			72
20-03-2019			72
18-04-2019			66
23-05-2019			78
17-06-2019			82
16-07-2019			76
15-08-2019			74
19-09-2019			80
18-10-2019			69
11-11-2019			67
16-12-2019			69
21-01-2020			72
19-02-2020			69
06-05-2020			83
16-06-2020			80
15-07-2020			84
19-08-2020			82

^a betreft alleen data van lab-1; zie paragraaf 3.2 voor een toelichting

^b betreft som van de geanalyseerde PFAS waarvoor RPF beschikbaar is (12 van de 13, zie Tabel C-1 in Bijlage C). Bij de berekening is voor de niet-gekwantificeerde PFAS de helft van de kwantificatielimiet als concentratie genomen ('medium bound' scenario).

^c deze twee monsters zijn alleen geanalyseerd op aanwezigheid van GenX, en worden verder buiten beschouwing gelaten (zie paragraaf 3.4 voor een toelichting).

Tabel D-2 Samenvatting van de PFAS-metingen in monsters verzameld uit recreatieplas Berkendonk 2018-2020. PFAS-concentraties zijn uitgedrukt als PFOA-equivalenten/L (ng PEQ/L) en gepresenteerd voor zowel het 'lower bound', 'medium bound', als 'upper bound' scenario.

	PFAS-concentratie in ng PEQ/L^{a,b}		
	<i>lower bound</i>	<i>medium bound</i>	<i>upper bound</i>
Minimum	13	21	28
gemiddelde	70	76	83
P50	70	77	83
P90	79	85	92
P95	81	87	94
P99	114	117	121
maximum	139	143	146

^a gebaseerd op data van lab-1, met weglating van de eerste twee monsters van locatie 1; zie paragraaf 3.2/3.4 voor een toelichting

^b betreft som van de geanalyseerde PFAS waarvoor RPF beschikbaar is (12 van de 13, zie Tabel C-1 in Bijlage C). Bij de berekening is in de 'lower bound', 'medium bound' en 'upper bound' scenario's voor de niet-gekwantificeerde PFAS respectievelijk 0, de helft van de kwantificatielimiet, en de kwantificatielimiet als concentratie genomen.

Bijlage E: Berekende blootstelling

Tabel E-1 Berekende PFAS blootstelling als gevolg van zwemmen in recreatieplas Berkendonk, uitgedrukt als PFOA-equivalenten/kg lg per dag (ng PEQ/kg lg per dag). Berekeningen zijn uitgevoerd voor de gemiddelde PFAS-concentratie zoals in Tabel D-2 (Bijlage D) gepresenteerd voor het 'lower bound', 'medium bound' en 'upper bound' scenario.

A: 'Extreem worst case' situatie, uitgaande van 365 dagen per jaar zwemmen en gemiddelde PFAS-concentratie.

	PFAS blootstelling (ng PEQ/kg lg per dag)		
	<i>Lower bound</i>	<i>Medium bound</i>	<i>Upper bound</i>
Kind	0,753	0,826	0,899
Volwassene - man	0,126	0,138	0,151
Volwassene - vrouw	0,093	0,102	0,111

B: 'Realistic worst case' situatie, uitgaande van 23 (vrouw) of 25 (kind, man) dagen per jaar zwemmen. Berekeningen zijn uitgevoerd voor de gemiddelde, P95 en maximum PFAS-concentratie zoals in Tabel D-2 (Bijlage D) gepresenteerd voor het 'lower bound', 'medium bound' en 'upper bound' scenario.

	PFAS blootstelling (ng PEQ/kg lg per dag)								
	<i>Lower bound</i>			<i>Medium bound</i>			<i>Upper bound</i>		
	<i>gem.</i>	<i>P95</i>	<i>max</i>	<i>gem.</i>	<i>P95</i>	<i>max</i>	<i>gem.</i>	<i>P95</i>	<i>max</i>
Kind	0,052	0,060	0,103	0,057	0,065	0,106	0,062	0,070	0,109
Volwassene - man	0,009	0,010	0,017	0,010	0,011	0,018	0,010	0,012	0,018
Volwassene - vrouw	0,006	0,007	0,012	0,006	0,007	0,012	0,007	0,008	0,012

Bijlage F: Risicoschatting: vergelijking met gezondheidkundige grenswaarde

Tabel F-1 Berekende PFAS blootstelling als gevolg van zwemmen in recreatieplas Berkendonk, uitgedrukt als percentage van de TDI. Berekeningen zijn uitgevoerd voor de gemiddelde PFAS-concentratie zoals in Tabel D-2 (Bijlage D) gepresenteerd voor het 'lower bound', 'medium bound' en 'upper bound' scenario.

A: 'Extreem worst case' situatie, uitgaande van 365 dagen per jaar zwemmen en gemiddelde PFAS-concentratie.

	PFAS blootstelling (% van de TDI)		
	<i>Lower bound</i>	<i>Medium bound</i>	<i>Upper bound</i>
Kind	120	131	143
Volwassene - man	20	22	24
Volwassene - vrouw	15	16	18

B: 'Realistic worst case' situatie, uitgaande van 23 (vrouw) of 25 (kind, man) dagen per jaar zwemmen. Berekeningen zijn uitgevoerd voor de gemiddelde, P95 en maximum PFAS-concentratie zoals in Tabel D-2 (Bijlage D) gepresenteerd voor het 'lower bound', 'medium bound' en 'upper bound' scenario.

	PFAS blootstelling (% van de TDI)								
	<i>Lower bound</i>			<i>Medium bound</i>			<i>Upper bound</i>		
	<i>gem.</i>	<i>P95</i>	<i>max</i>	<i>gem.</i>	<i>P95</i>	<i>max</i>	<i>gem.</i>	<i>P95</i>	<i>max</i>
Kind	8,2	9,5	16	9,0	10	17	9,8	11	17
Volwassene - man	1,4	1,6	2,7	1,5	1,7	2,8	1,6	1,8	2,9
Volwassene - vrouw	0,9	1,1	1,9	1,0	1,2	1,9	1,1	1,3	2,0

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag