KWR Waterwijs
KWRW 2026.053 | September 2026

Bepaling van de historische PFAS-belasting van grond- en oppervlaktewater – Een inventarisatie van beschikbare methoden

KWR | waterwijs

KWR | waterwijs

Impact door kennis van drinkwater

Colofon

Bepaling van de historische PFAS-belasting van grond- en oppervlaktewater – Een inventarisatie van beschikbare methoden

Dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van KWR Waterwijs, het collectieve drinkwateronderzoeksprogramma van KWR, de waterbedrijven en Vewin.

KWRW 2026.053 | September 2026

Projectnummer
404300-178

Projectmanager
Dr. Edu Dorland

Opdrachtgever
KWR Waterwijs – Thematisch onderzoek

Auteurs
Jeroen Pelle, MSc., Dr. Bas van der Grift, Dr. Johan van Leeuwen

Kwaliteitsborger
Dr. Niels Hartog

Verzonden naar
Dit rapport is verspreid onder deelnemers aan het KWR Waterwijs-programma.

Openbaarheid
Dit rapport is openbaar.

Keywords
PFAS, grondwater, oppervlaktewater

Jaar van publicatie
2026

Meer informatie:
Jeroen Pelle MSc
T +31 6 25460920
E jeroen.pelle@kwrwater.nl

PO Box 1072
3430 BB Nieuwegein
The Netherlands

T +31 (0)30 60 69 511
E info@kwrwater.nl
I www.kwrwater.nl

September 2026 ©
Alle rechten voorbehouden aan de KWR Waterwijs-deelnemers. Niets uit deze uitgave mag - zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van KWR - worden verveelvoudigd, opgeslagen in een geautomatiseerd gegevensbestand, of openbaar gemaakt, in enige vorm of op enige wijze, hetzij elektronisch, mechanisch, door fotokopieën, opnamen, of enig andere manier.

Samenvatting

Een belangrijk aspect bij de beschouwing van de effecten van PFAS op drinkwaterbronnen is de historische belasting. Het gaat dan om stoffen die nu onderweg zijn naar de drinkwaterbronnen en waarvan het moment van doorbraak en het niveau van de concentratie onbekend is. PFAS wordt immers al sinds een lange tijd geproduceerd en het is niet onwaarschijnlijk dat de emissie naar het milieu in het verleden (veel) hoger zijn geweest dan dat ze nu zijn. Dit geldt in ieder geval voor de stoffen waarvan de productie al een langere tijd zijn verboden zoals PFOS en PFOA. Anderzijds is er een verschuiving naar milieubelasting met kortere-ketens (en mobielere) PFAS. Terugkijken in de tijd is voor deze stoffen belangrijk om de toekomst te kunnen voorspellen.

Dit rapport geeft een overzicht van de methoden, achtergronden en mogelijkheden om reconstructie te maken van historische PFAS-belasting van grond- en oppervlaktewater. De methoden zijn beoordeeld op geschiktheid om in Nederland te werken naar verbeterde voorspellingen van PFAS in drinkwaterbronnen. Metingen van PFAS-concentraties in grondwater op locaties waar ook de reistijd van bekend is lijkt een geschikte methode te zijn om in Nederlands historische reconstructies te maken. Dit geldt voor zowel oeverinfiltratiewinningen als grondwaterwinningen. Voor oeverinfiltratiewinning kan gebruik worden gemaakt van meetraaien met waarnemingsputten en pompputten met een variatie in reistijden van het grondwater. Voor grondwaterwinningen gaat het vooral om waarnemingsputten. De reistijd van het grondwater kan met ouderdomsbepaling via leeftijddatering of met modelberekeningen worden bepaald. Datering heeft de voorkeur.

Met deze gegevens kunnen grondwatertransportmodellen worden ingezet om de historische maaiveldbelasting te reconstrueren. Bij het transport van PFAS door de ondergrond moet rekening worden gehouden met het stofspecifieke adsorptiegedrag van de verschillende PFAS.

Indien er verbeterde voorspellingen kunnen worden gemaakt voor PFAS-compositie en concentraties door de tijd gekoppeld aan transport gedrag, kunnen waterbedrijven beslissingen nemen over de inzet van (eventueel tijdelijke) extra zuiveringsstappen om PFAS uit het water te verwijderen en of andere praktische handelingsperspectieven implementeren.

Inhoud

Colofon **2**

Samenvatting **3**

Inhoud **4**

1 Inleiding **5**

2 Aanpak **7**

3 Resultaten **8**
3.1 Methoden voor historische reconstructie 8
3.1.1 Sedimentkernen 8
3.1.2 Surface sediment samples 9
3.1.3 Grondwater 9
3.1.4 Oppervlaktewater 14
3.1.5 Bodem 19
3.1.6 Biota 21
3.1.7 Depositiemetingen uit lucht en regenwater 22
3.1.8 Geconserveerd voedsel/drank 24
3.1.9 Bloed 25
3.1.10 Sneeuw- of ijskernen 25
3.2 Overzicht beschikbare data 26
3.3 Mogelijke methoden voor synthetiseren van landelijk beeld 27
3.3.1 Emissiegeschiedenis van puntbronnen 27
3.3.2 Wetgeving 27
3.3.3 Modellering 27
3.4 Methoden om toekomstige PFAS-belasting in te schatten 30

4 Discussie **32**
4.1 Reflectie op mogelijkheden voor reconstructie historische PFAS-belasting 32
4.2 Hoe kan deze reconstructie bijdragen aan inschatten toekomstige PFAS-belasting? 34
4.3 Algemene discussiepunten 34

5 Conclusies en aanbevelingen **36**
5.1 Aanbevelingen 36

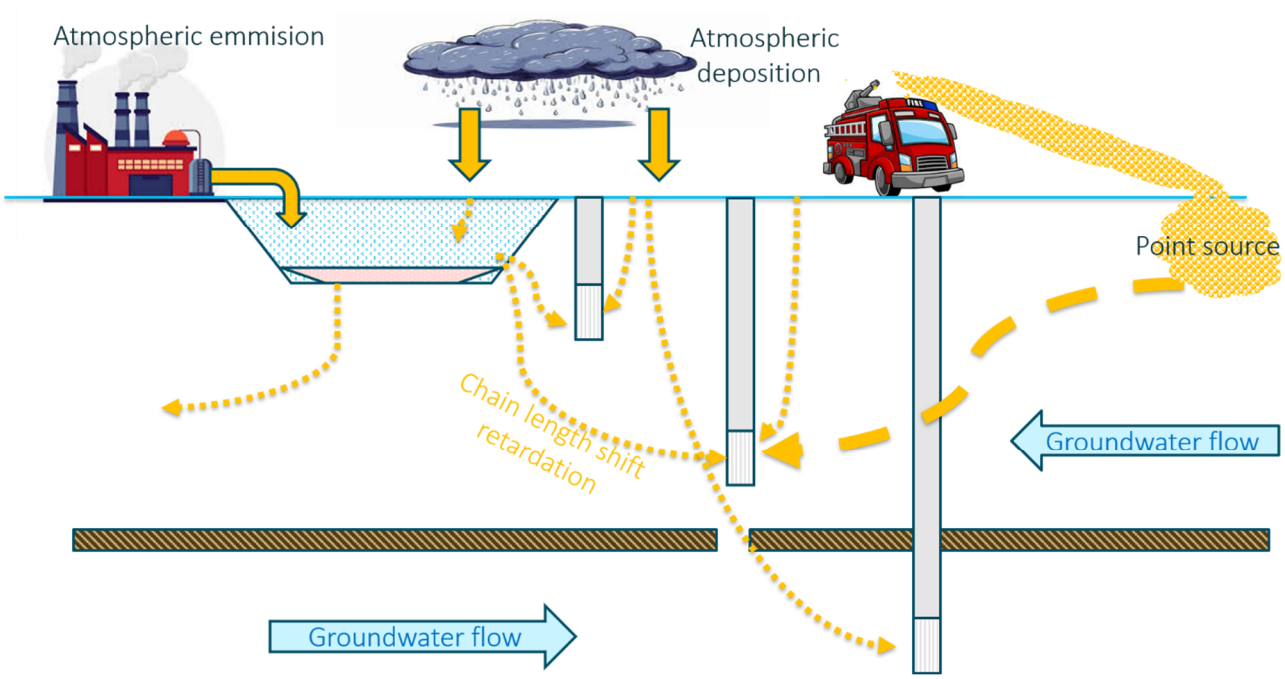
6 Bibliografie **37**
I Bijlage Oppervlaktewater database RWS **42**
II Bijlage Biota database RWS **45**
III Bijlage RIWA-databases **48**
IV GIS beschikbare data **51**

1 Inleiding

Uit een globale studie bleken PFAS-concentraties in oppervlakte- en grondwater wereldwijd drinkwaternormen te overschrijden (Ackerman Grunfeld et al., 2024). Hiervoor was data van 273 studies sinds 2004 verzameld, samen goed voor meer dan 12000 oppervlaktewatermonsters en 33900 grondwatermonsters.

PFAS zijn ook in Nederland wijdverspreid aangetroffen in oppervlaktewater en grondwater, belangrijke drinkwaterbronnen (Arcadis, 2023; Jonker, 2024a; Sjerps et al., 2017; van Loon et al., 2020). Na atmosferische depositie van PFAS op de bodem spoelt de PFAS door de onverzadigde zone vertraagd naar het grondwater en daarmee naar de grondwateronttrekking (Sadia et al., 2023). Doordat PFAS zeer persistent is en reistijden door de ondergrond lang zijn kunnen oude verontreinigingen in de toekomst in onttrokken grondwater aanwezig zijn (zie Figuur 1.1). De mate waarin PFAS aanwezig (zullen) zijn in onttrokken grondwater is afhankelijk van de historische emissies en de reistijd van de stoffen naar de onttrekkingsputten. Bij oeverfiltratie en duininfiltratie is de reistijd relatief kort en bij diepe grondwateronttrekkingen is deze reistijd relatief lang. Voor sommige stoffen, zoals PFOS en PFOA, waarvan de productie en het gebruik inmiddels verboden zijn, geldt dat de historische emissie hoger is geweest dan ze nu is (Simon et al., 2024). Omdat de lange-keten-PFAS worden of zijn uitgefaseerd, is er een verschuiving naar meer kortere-keten PFAS. Deze korte-keten-PFAS zoals GenX, PFBS en TFA zijn meer hydrofiel en mobieler dan de eerder meer toegepaste langere PFAS. PFAS worden pas relatief korte tijd gemeten en daarmee is nu niet duidelijk welke invloed de historische PFAS hebben op de huidige grondwateronttrekkingen en hoeveel bijdrage er nu is van de kortere ketens. Met andere woorden, moet de boeggolf nog aankomen, bevinden we ons op de boeggolf of is de boeggolf van hoge concentraties al voorbij?

Voor drinkwaterbedrijven is het belangrijk om in te kunnen schatten wat er de komende decennia op ons af komt en welk aandeel historische PFAS daarin heeft. Daarom is er behoefte aan een beeld van de historische PFAS-belasting in Nederland. Daarmee kan vervolgens een verwachte toekomstige PFAS-belasting naar grondwater en concentraties in onttrokken grondwater afgeleid worden.



Figuur 1.1. Conceptueel model van PFAS-bronnen en beweging door het (grond)watersysteem.

PFAS komen via verschillende routes in het milieu en omdat PFAS zeer persistent zijn, is het mogelijk om historische PFAS-emissies terug te vinden in zogenaamde natuurlijke archieven, zoals sediment, grondwater en biota (Lin et al., 2020; Smithwick et al., 2006; Wong et al., 2018). Dit maakt het ook mogelijk om specifieke PFAS-bronnen te identificeren (Carlson & Andersen, 2025; Charbonnet et al., 2021) en historische reconstructies van PFAS-emissies te maken (Codling et al., 2018; Li et al., 2023; Li et al., 2024; Sadia et al., 2023).

Om een eerste beeld te krijgen van de landelijke historische PFAS-belasting, poogde deze studie een overzicht te schetsen van mogelijke methoden om een dergelijke reconstructie te maken en in hoeverre data daarvoor al beschikbaar zijn en of extra data benodigd zijn. De volgende onderzoeksvragen zijn daartoe geformuleerd:

- Welke methoden bestaan er voor reconstructie van PFAS-concentraties in oppervlaktewater en PFAS-belasting aan maaiveld en hoe toepasbaar zijn deze momenteel?
- Wat zijn de voor- en nadelen van de verschillende methoden en waarmee moet rekening worden gehouden bij de interpretatie van de data?
- Zijn er voor de verschillende methoden specifieke aspecten belangrijk voor terugkijken in tijd voor het duiden van historische depositie?
- Voor welke methode is welke data beschikbaar, wat kunnen we hiermee, is dit voldoende en is het nodig aanvullende data te verzamelen?
- Hoe kunnen beschikbare/nieuwe gegevens worden ingezet voor inzichten en voorspellingen van toekomstige belasting de komende tientallen jaren bij drinkwaterbronnen?

2 Aanpak

In dit onderzoek is een literatuurstudie gedaan van alle mogelijke methoden om de historische PFAS-belasting te reconstrueren. Per methode is gekeken naar het gebruik, dat wil zeggen de techniek en de resultaten die daarin behaald zijn, de voor- en nadelen van de methode en de beschikbare data in Nederland. Op deze manier wordt een overzicht geschetst van wat er mogelijk is, wat voor- en nadelen zijn van de verschillende methoden en in hoeverre er al data beschikbaar is of dat er nieuwe data benodigd is. Ook worden manieren om de verwachtte toekomstige PFAS-belasting in te schatten en de resultaten van verschillende methoden samen te brengen, besproken en een overzicht van de beschikbare data geschetst. Dit wordt gesynthetiseerd in de discussie, waarin de mogelijkheden tot reconstructie van de historische PFAS-belasting in Nederland worden besproken. Op basis hiervan zijn aanbevelingen voor vervolgonderzoek geformuleerd.

3 Resultaten

3.1 Methoden voor historische reconstructie

3.1.1 Sedimentkernen

Gebruik

In verschillende studies worden sedimentkernen gebruikt om historische PFAS-emissies te reconstrueren (Codling et al., 2018; Gao et al., 2025; Lin et al., 2020; Mourier et al., 2019; Shen et al., 2018; Thiebault et al., 2025; Yamazaki et al., 2025; Zhang et al., 2024; Zushi et al., 2010). Bij deze methode wordt een sedimentkern genomen uit een nevengeul of 'backwater' van een rivier (Mourier et al., 2019; Thiebault et al., 2025), meer (Codling et al., 2018; Gao et al., 2025), baai (Shen et al., 2018; Zushi et al., 2010) of langs de kust (Zhang et al., 2024). Vervolgens wordt elke paar centimeter bemonsterd en wordt een deel van het monster geanalyseerd op leeftijd en een deel op PFAS-concentraties. Om de leeftijd van het monster te bepalen wordt gebruik gemaakt van radiometrische datering. Hiervoor wordt meestal een combinatie van ^{137}Cs en ^{210}Pb gebruikt (Codling et al., 2018; Thiebault et al., 2025; Zhang et al., 2024; Zushi et al., 2010), maar soms wordt ^{226}Ra toegevoegd (Gao et al., 2025) of wordt een combinatie van ^{210}Pb en ^{226}Ra (Shen et al., 2018) of alleen ^{137}Cs gebruikt (Mourier et al., 2019). Met de combinatie van leeftijd van het sediment en de bijbehorende PFAS-concentratie wordt de historische PFAS-belasting van het oppervlaktewater waarin de kern is genomen, gereconstrueerd voor een verscheidenheid aan verschillende individuele PFAS of voor som PFAS. Wanneer dit oppervlaktewater stilstaand is, zoals een geïsoleerd ven of een slotgracht, is de PFAS-concentratie een indicatie voor atmosferische depositie. Waar het in Mourier et al. (2019) is gelukt om de PFAS-belasting te reconstrueren vanaf 1984, hebben de meeste studies een reconstructie kunnen maken vanaf de jaren '50 (Gao et al., 2025; Shen et al., 2018; Thiebault et al., 2025; Zushi et al., 2010).

Voor- en nadelen

Een voordeel van deze methode is dat het onafhankelijk is van hoelang er al PFAS-metingen gedaan worden omdat uit één sedimentkern een historische reconstructie gemaakt kan worden die terug kan gaan tot wel 1890 (Codling et al., 2018). De leeftijdswijdte van deze methode maakt het geschikt om PFAS-belasting te schatten, omdat deze ongeveer de hele geschiedenis van PFAS-emissies omvat (vanaf ongeveer jaren '40 en '50 tot heden, met name vanaf jaren '70).

Een nadeel van deze methode is dat de PFAS, ^{137}Cs en ^{210}Pb signalen verstoord kunnen worden door bijvoorbeeld overstromingen die erosie van een deel van de sedimentaire opeenvolging kunnen bewerkstelligen (Foucher et al., 2021; Thiebault et al., 2025). In de studie van Thiebault et al. (2025), waarin kernen genomen zijn uit een nevengeul, betekende dit dat twee van de drie sedimentkernen onbruikbaar waren. Ook in Gao et al. (2025) bleek dat de sedimentkern uit een ondieper meer (1.6 meter) door golven onbruikbaar was geworden door erosie van het deel van het sediment behorende bij de periode van PFAS productie. Gao et al. (2025) hebben daarom een framework gemaakt voor het selecteren van een geschikt meer waarbij de PFAS, ^{137}Cs en ^{210}Pb signalen niet significant beïnvloed zijn door erosieprocessen.

Ook zijn er naast de emissiegeschiedenis van PFAS verschillende sediment- en watereigenschappen die de PFAS-gehalten kunnen beïnvloeden, of beïnvloedt kunnen, hebben zoals TOC, kleigehalte, pH en saliniteit van het water (Gao et al., 2025). Deze methode werkt immers alleen als de PFAS niet mobiel is in het sediment. De chemische samenstelling van het water bleek de PFAS-gehalten niet significant te beïnvloeden in Gao et al. (2025). De partitie tussen sediment en poriewater verschilt per PFAS, wat invloed kan hebben op de historische reconstructie omdat PFAS opgelost in poriewater zich verticaal door het sediment kan bewegen (Ahrens et al., 2009). Het TOC bleek in

die studie de belangrijkste parameter te zijn die de sorptie bepaald. Ook hangt de sorptie van PFAS aan sediment af van eigenschappen zoals ketenlengte (Gao et al., 2025). Kortere keten PFAS zijn over het algemeen meer hydrofiel en kunnen daardoor ook makkelijker door de sedimentlagen heen bewegen, zodat het relateren van datering aan PFAS-meting voor deze kortere keten PFAS onzekerder kan zijn (Codling et al., 2018).

Een laatste nadeel is dat het relatief veel budget en tijd kost om een sedimentkern te steken, het sediment te dateren en de PFAS-gehalten te meten.

Beschikbare data
In Nederland zijn er geen sedimentkernen gedateerd en op PFAS geanalyseerd. Wel zijn er sedimentkernen genomen in de slotgracht van Fort Vechten en in plas Vechten (Walraven et al., 2014). Deze zijn gedateerd om een succesvolle reconstructie van de lood-belasting te maken. Helaas blijken de monsters uit deze kernen bij navraag niet bewaard te zijn gebleven.

3.1.2 Surface sediment samples

Gebruik
In een aantal van de studies waarbij sedimentkernen zijn genomen, zijn ook monsters genomen van de bovenste laag van het sediment, oftewel ‘surface sediments’, om de ruimtelijke verspreiding van de huidige PFAS-belasting in kaart te brengen (Codling et al., 2018; Gao et al., 2025; Mourier et al., 2019; Zhang et al., 2024). Deze monsters geven een indicatie van de PFAS-belasting van het oppervlaktewater, en in het geval van stilstaand water van atmosferische depositie, op het moment van monstername. In een studie van Li et al. (2024) zijn monsters van ‘surface sediments’ genomen tijdens twee bemonsteringscampagnes van drie verschillende zeeën in China, één in 2009 en de ander in 2021. Hiermee kon een beeld gekregen worden van de verschuiving van PFAS-belasting tussen 2009 en 2021.

Voor- en nadelen
Net als bij het gebruik van sedimentkernen hebben ook hier de water-, sediment- en PFAS-eigenschappen invloed op de PFAS-gehalten in het sediment en kunnen overstromingen en erosie zorgen voor resuspensie en de resultaten beïnvloeden.

Het is makkelijker om eerder genomen monsters van de bovenste laag van het sediment te gebruiken dan hele sedimentkernen en het heeft potentie om makkelijker een ruimtelijk beeld te krijgen van de PFAS-gehalten en daarmee de invloed van puntbronnen te identificeren (Li et al., 2024), maar het nadeel is dat deze methode afhankelijk is van historische monsternames.

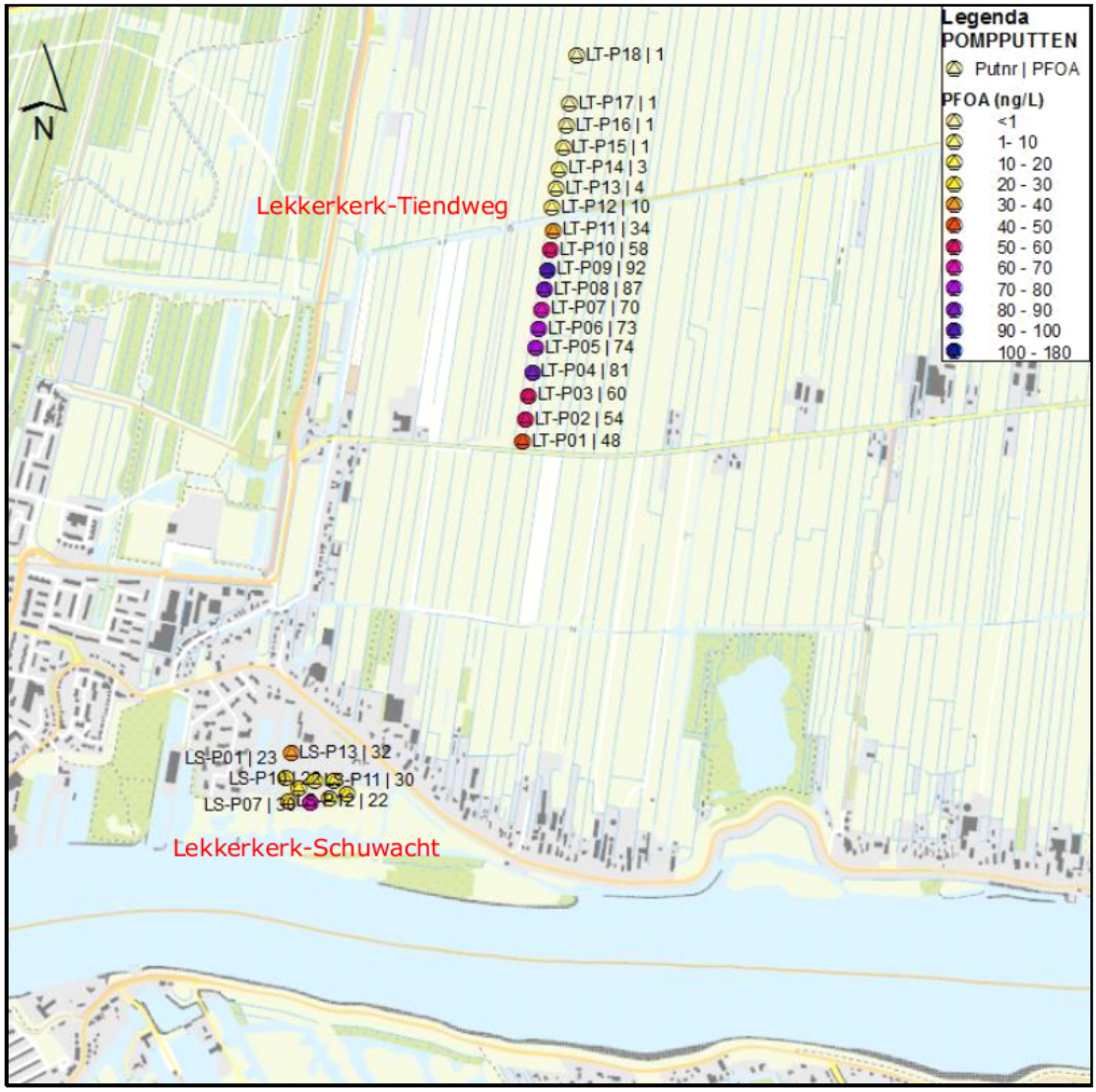
Beschikbare data
Voor de bruikbaarheid van historische sedimentmonsters, is het van belang dat er 1) monsters beschikbaar zijn en 2) deze op de juiste manier gepreserveerd zijn zodat er geen contaminatie heeft plaatsgevonden die van invloed kunnen zijn op de PFAS-analyses. Voor zover bekend bij ons, zijn er geen historische sedimentmonsters beschikbaar. Dat betekent dat het niet mogelijk is om deze methode te gebruiken voor historische reconstructie van PFAS-belasting.

3.1.3 Grondwater

Gebruik
Een combinatie van PFAS-metingen in grondwaterputten en berekende reistijden en/of ouderdomsbepaling van het water en bodem- en stofeigenschappen afhankelijke retardatie kan inzicht geven in historische PFAS-belasting (Nauta & Roelandse, 2016; Sadia et al., 2023).

In de studie van Sadia et al. (2023) zijn grondwatermetingen uit 2011 en 2021 gebruikt om in te schatten hoe PFAS vanuit puntbronnen (een stortplaats en een militair kamp) door de bodem bewegen richting winputten. Vergelijking van de metingen uit 2011 en 2021 bood het inzicht dat PFAS zoals te verwachten richting de winputten aan het bewegen was, maar ook dat er een derde puntbron van PFAS is.

Bij Oasen wordt oevergrondwater onttrokken voor drinkwaterproductie, waarvan een groot deel uit de rivieren komt. Om te achterhalen wat de invloed van de puntbron Chemours (industriële lozing op de rivier) is op de concentraties PFOA in de oevergrondwaterbronnen, is een historische reconstructie gemaakt van de PFOA-concentraties in de rivieren, waarna dit doorgerekend is naar de PFOA-concentraties in het ruwwater van de winningen (Nauta & Roelandse, 2016). Voor de historische PFOA-concentraties in de rivieren is een meetronde in de winputten gedaan en waren aanvullend de PFOA-concentratie in het polderwater, en de aandelen van rivierwater en polderwater bepaald. Vervolgens kon uitgaande van de reistijden van het water in de ondergrond teruggerekend worden wat de berekende PFOA-concentratie in de rivier was. De methode gevalideerd door het op dezelfde manier voor chloride door te rekenen, waarbij wordt aangenomen dat het niet geabsorbeerd wordt. Retardatie is hierin dus niet meegenomen, waardoor de concentraties in de rivier initieel onderschat en in het geval van een dalende trend in de rivier, later overschat kunnen worden. Recentelijk heeft Oasen de PFAS-metingen in twee puttenvelden lang de Lek herhaald, waarin te zien is dat PFOA verder het winveld in is getrokken en de concentraties aan de rivierzijde (het begin) van het winveld zijn afgenomen.



Figuur 3.1. Ligging pompputten van Lekkerkerk-Tiendweg en Lekkerkerk-Schuwacht van Oasen. De kleuren in de pompputten indiceren de hoogte van de gemeten PFOA-concentratie. De pompputten van Lekkerkerk-Tiendweg laten eerst een toename en vervolgens een afname van de PFOA concentratie zien, dit is het gevolg van de verandering van de PFAO-concentratie in de rivier de Lek en de reistijd van het geïnfiltreerde rivierwater tot de pompputten (bron: Nauta & Roelandse, 2016).

In beide studies zijn dus reis-/verblijftijden gebruikt, maar deze hebben vaak een grotere onzekerheidsrange dan ouderdomsmetingen met bijvoorbeeld $^{3}H/^{3}He$. In een recente studie van Broers et al. (2024) zijn in 146 multi-level observatieputten met in totaal 277 filters in Noord-Brabant en Limburg de PFAS-concentraties gemeten. Doordat het grondwater was gedateerd met $^{3}H/^{3}He$ kon teruggerekend worden naar het infiltratiejaar behorende bij de PFAS-concentratie. In een minifilterput bij Nispen (Noord-Brabant) is dit verder uitgewerkt (Broers et al., 2025). Hier is PFAS gemeten in een op twee diepten met ^{3}H en ^{3}He gedateerde put. Met behulp van retardatiefactoren kon hiermee de infiltratiegeschiedenis van de PFAS vanuit het maaiveld naar de put goed worden gereconstrueerd.

De historische PFAS-belasting aan het maaiveld en in rivieren (in het geval van oeverfiltratiewinningen) kan dus bepaald worden door een combinatie van grondwatermetingen, ouderdomsmetingen of reis-/verblijftijden en de stofspecifieke sorptie eigenschappen, afhankelijk van het doel.

Voor- en nadelen

Grondwatermetingen kunnen waardevolle informatie geven over de historische belasting aan het maaiveld of van rivieren, wanneer bekend of berekend is welk aandeel van het grondwater uit het rivierwater komt en wanneer de reistijd of ouderdom van het water bekend is.

Om grondwatermetingen te gebruiken voor reconstructie zijn er voldoende putten nodig die dichtbij elkaar gelegen zijn en voldoende verschillende grondwaterleeftijden representeren, of moeten het multi-level putten zijn met een leeftijdsbepaling per diepte. Ook geldt dat hoe nauwkeuriger de datering (via reis- of verblijftijden of radiometrische methoden), hoe beter.

Een moeilijkheid in deze methode is dat er tijdens transport door de ondergrond sprake is van retardatie van de PFAS. Deze retardatie van PFAS is stofspecifiek en afhankelijk bodemeigenschappen (Brusseau, 2018). Dit moet geïncorporeerd worden om een nauwkeurig beeld te krijgen, maar dit brengt daarmee ook extra onzekerheid met zich mee voor de historische reconstructie. Het sorptiegedrag van PFAS aan bodemdeeltjes in immers complex en nog onvoldoende bekend.

Ten slotte kunnen, wanneer het gaat om in het verleden geanalyseerde PFAS-monsters, het aantal verschillende PFAS dat gemeten is en de rapportagegrenzen limitaties vormen.

Beschikbare data

Er zijn verschillende meetcampagnes geweest waarin PFAS werd gemeten in het grondwater. Zo zijn er voor verschillende KRW-tussenrondes metingen van de grondwaterkwaliteit door heel Nederland uitgevoerd, met metingen uit 2015-2016 (Sjerps et al., 2017), 2018-2019 (van Loon et al., 2020), 2021-2022 (Arcadis, 2023) en 2024(Arcadis, 2025). Deze metingen zijn genomen uit een meetnet bestaande uit KRW-meetpunten en aanvullende meetpunten uit het provinciale grondwatermeetnet en het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit (LMG). Niet in elke put zijn ook PFAS gemeten en ook welke PFAS dan gemeten zijn, kan variëren. In de meetronde van 2015-2016 zijn 16 PFAS meegenomen (Sjerps et al., 2017). Hiervan zijn alleen PFOA, PFOS en PFBA aangetroffen boven de rapportagegrens. In deze meetronde zijn 488 monsters geanalyseerd op PFAS en dit is in 11% van de grondwatermonsters aangetroffen. In de meetronde van 2018-2019 is het aantal monsters waarop PFOA en PFOS zijn gemeten, toegenomen naar 637 monsters (van Loon et al., 2020). In die meetronde is PFOA in 8,5% en PFOS in 4,1% van de filters aangetroffen boven de rapportagegrens. In totaal zijn 20 PFAS gemeten. In de 2021-2022 meetronde is PFAS in 678 monsters geanalyseerd (Arcadis, 2023). PFOA is hier in 51,8% en PFOS in 6,0% van de filters aangetroffen. In totaal zijn 37 PFAS gemeten. In de laatste meetronde uit 2024 zijn er 43 PFAS gemeten waaronder voor het eerst ook TFA (Arcadis, 2025). Er zijn 864 monster geanalyseerd. PFOA is in 62,1% van de filters aangetroffen en PFOS in 14,3%.
Een limitatie in deze meetcampagnes is de rapportagegrens en de veranderingen hierin. In 2024 is door alle provincies gemeten met een rapportagegrens van 1 ng/l voor de meeste parameters. Dit is lager dan de eerdere meetrondes. In 2021/2022 was de rapportagegrens van de meeste parameters 10 ng/L. Lagere rapportagegrenzen leidt tot meer toetsbare resultaten. Dat de percentages voor het aantreffen in 2024 hoger zijn in vergelijking met meetronde 2021/2022 is tenminste voor een deel te verklaren door de lagere rapportagegrens die door alle provincies is aangehouden.

Ook worden er landelijk metingen gedaan in het landelijk meetnet grondwaterkwaliteit (LMG). Dit meetnet bestaat uit ongeveer 350 locaties. De laatste rapportage waarin van dit meetnet gebruik gemaakt wordt, is van Wintersen et al. (2021) waarin op 101 van de LMG meetlocaties verschillende PFAS zijn gemeten. Er zijn hier 30 PFAS geanalyseerd, waarvan 16 zijn aangetroffen boven de rapportagegrens. De rapportagegrenzen waren hier tussen de 0,2 en 2 ng/l. In dit onderzoek werden PFOA en PFOS in 56-89% van de filters aangetroffen.

Ook is er een lopend project, 'Early warning', waarin PFAS gemeten wordt binnen de grondwaterbeschermingsgebieden. Dit is gestart in 2021 en loopt nog door. In het jaar 2025 zijn de rapportagegrenzen lager dan in de voorgaande jaren. Hoeveel overlap er is in de bemonsterde putten tussen deze studie en de KRW-tussenrondes is vooralsnog onbekend. Wel was slechts een klein percentage (<7%) van de meetpunten in de KRW-tussenrondes binnen grondwatergebieden, dus wordt er niet veel overlap verwacht. De rapportage wordt nog verwacht.

Drinkwaterbedrijven meten zelf ook PFAS. Hoe ze dat doen, met welke rapportagegrenzen en sinds hoe lang zal per drinkwaterbedrijf verschillen. Deze data zouden opgevraagd moeten worden bij de drinkwaterbedrijven zelf. Vanuit de duininfiltratiewinningen zijn een aantal historische PFAS-metingen bekend. In 2006 zijn in de duinen bij PWN, Dunea (destijds Duinwaterbedrijf Zuid-Holland) en Waternet PFOA- en PFOS-metingen gedaan aan het innamewater, infiltratiewater (uit verschillende peilbuizen), het gemengde ruwwater en het resulterende drinkwater (Segers, 2007). De rapportagegrens betrof destijds 1 ng/L. PFOA en PFOS bleken in elk monster aanwezig te zijn, met een maximale PFOA-concentratie van 82 ng/L in het water uit de onttrekkingsdrain van pand 13.1. Metingen uit 2012 bij Dunea (de la Loma González et al., 2013b) en Evides (de la Loma González et al., 2013a) bevestigen dat de PFAS niet verwijderd worden gedurende de duininfiltratie. Ook bij Vitens is PFAS gemeten in putten, zoals gebruikt in Van Griensven (2024) waar data van 102 putten tussen 2022 en 2023 is geanalyseerd.

Ouderdomsmetingen
In de grondwaterputten van het meetnet grondwaterkwaliteit van de provincies Noord-Brabant en Limburg zijn ouderdomsmetingen gedaan. Dit betreffen 146 observatieputten en 277 filters (Broers et al., 2024). Hoeveel overlap er is van de putten waarin PFAS is geanalyseerd met de gedateerde putten uit Broers et al. (2024) is vooralsnog onbekend.
In het provincie meetnet van Utrecht in het verleden zijn 27 tritium-heliumdateringen gedaan en 16 tritiumbepalingen gedaan. Mogelijk is in (een aantal) van deze peilbuizen ook PFAS geanalyseerd.

Leeftijddatering van putten het meetnet grondwaterkwaliteit in de provincie Overijssel staat op de planning.

Voor verschillende grondwaterputten in Nederland geldt dat leeftijden zijn gemeten met $^{3}H/^{3}He$, maar er geen PFAS-metingen zijn gedaan. Dit geldt bijvoorbeeld voor een puttenveld bij Holten, waar zowel monitorings- als productieputten zijn gedateerd (Visser et al., 2013). Voor de productieputten geldt dat er 11 putten zijn gedateerd tussen de 12,7 en 38 jaar. Voor de monitoringsputten zijn er 10 putten met in totaal 30 filters gedateerd met leeftijden van het grondwater tussen de 5,3 en 101,6 jaar. Ook bij Oostrum zijn er in 5 putten met 20 filters gedateerd (Zhang et al., 2012; Zhang et al., 2009). De leeftijden variëren tussen de 0 en 60 jaar. Deze putten hebben het voordeel dat ze uitgerust zijn met minifilters, zodat gedetailleerde PFAS-diepte profielen geconstrueerd zouden kunnen worden. Het voordeel van deze putten waar geen PFAS-meting is, maar wel een leeftijd, is dat het uitvoeren van een PFAS-meting minder tijd en geld kost dan het dateren van een grondwatermonster.

Van 34 puttenvelden en 39 gezamenlijke ruwwaterstrengen in Noord Brabant is het ruwwater gedateerd (Broers et al., 2021). Hoewel PFAS ook geanalyseerd is of kan worden in dit ruwwater, is het nadeel dat de concentratie afhankelijk is van de specifieke putschakeling die op het moment van meten ingesteld is. Het relateren van de PFAS-concentratie aan de diepte in een enkele put en de bijbehorende verzamelleeftijd is daarom gecompliceerd.

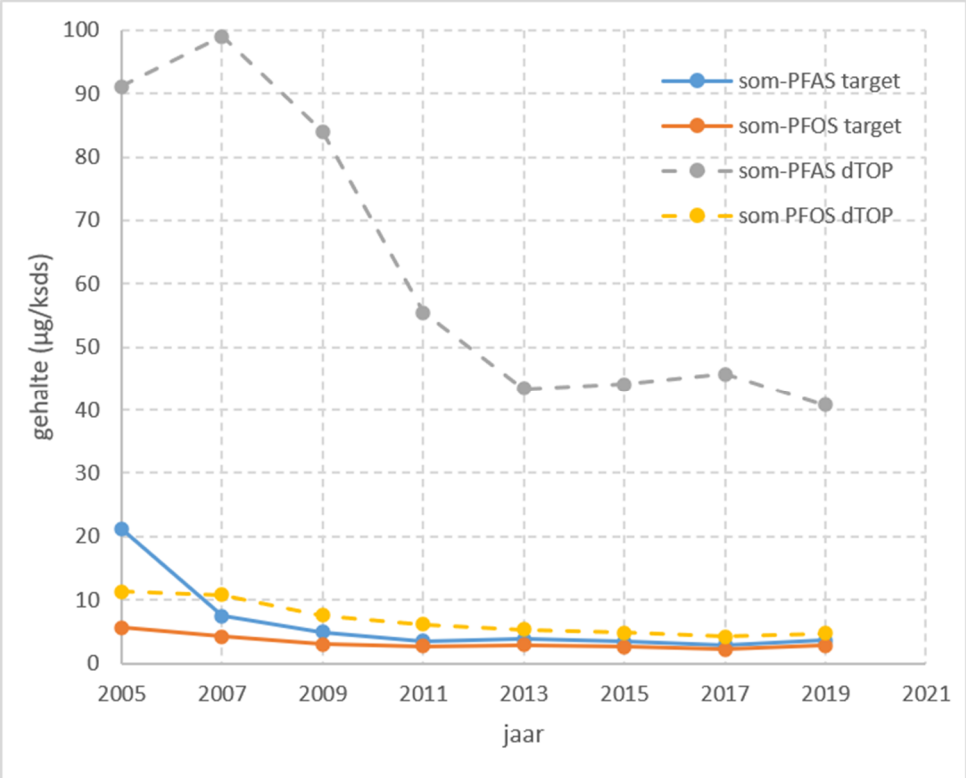
Tenslotte is ook op puttenvelden van Vitens het ruwwater gedateerd.

3.1.4 Oppervlaktewater

Gebruik

In verschillende studies worden historische data van PFAS-concentraties in oppervlaktewater of zwevende stof in oppervlaktewater gebruikt om langetermijn trends te identificeren, bronnen te identificeren, gezondheidsrisico's in te schatten en toekomstverwachtingen te maken (Göckener et al., 2021; Li et al., 2023; Wang et al., 2022a; Zhu et al., 2024).

In de studie van Li et al. (2023) is op zes locaties langs de Rijn 13 jaar aan data (2007-2019) van 12 PFAS geanalyseerd in het oppervlaktewater. Hieruit bleken totale PFAS-concentraties te verminderen en de compositie te veranderen naar grotere aandelen van korte keten PFAS. In de studie van Zhu et al. (2024) zijn PFOS- en PFOA-concentraties in een vergelijkbare tijdsperiode van 12 jaar (2010-2021) op 11 meetstations langs de rivier de Elbe geanalyseerd. Ook uit deze studie werd een lange termijn dalende trend van PFAS-concentraties gevonden.
In een studie naar 6 Duitse rivieren (Rijn, Elbe, Donau, Saar, Saale en Mulde) zijn trends in PFAS-concentraties geanalyseerd voor 15 jaar (2005-2019) op 13 locaties voor 41 PFAS (Göckener et al., 2021). Hiervoor zijn target en dTOP analyses op zwevende stof monsters uitgevoerd. Bij target analyses worden specifieke PFAS-stoffen gemeten, terwijl bij dTOP (direct Total Oxidizable Precursor) precursoren worden geoxideerd tot meetbare perfluoralkylcarbonzuren (PFCAs) of perfluorosulfonzuren (PFSAs) . Zo kunnen ook niet geïdentificeerde stoffen meegenomen worden. Ook uit deze studie kwam het beeld naar voren dat de PFAS-vervuiling is afgenomen over de tijd. Op het meetpunt bij de grens met Nederland (meetstation Bimmen) daalde de som-$PFAS_{target}$ gehalte in het zwevende stof in de periode 2005-2019 van 21,1 µg/kg naar ongeveer 3 µg/kg. In dezelfde periode is som-$PFAS_{dTOP}$ afgenomen van ongeveer 100 µg/kg naar 40 µg/kg (Figuur 3.2). Deze afname wordt met name gelinkt aan verminderde langeketen PFAS-concentraties door restricties vanuit wetgeving.



Figuur 3.2. Gehaltes som-PFAS en som-PFOS in zwevende stof in de Rijn meetstation-Bimmen (grens met Nederland) geanalyseerd met target analyse en dTOP assays (data: Göckener et al., 2021).

In de studie van Wang et al. (2022a) is een historische reconstructie van de PFOA-concentraties in de Xiaoqing rivier gemaakt op basis van literatuurstudie. Deze reconstructie is gemaakt op basis van oppervlaktewatermonsters uit de

tijdsperiode 2011-2020. Hieruit bleek de concentratie PFOA te stijgen van 2011 tot 2014 en vanaf dat moment stabiel te zijn tot en met 2020 (21700 ng/L). Deze extreem hoge waarden zijn toe te schrijven aan de 5 fluoropolymeer-productielocaties aan de rivier.

Ten slotte heeft Jonker (2024b) voor 17 locaties in Nederlandse oppervlaktewateren PFAS-concentraties geanalyseerd. Hieruit bleken de PFAS in alle oppervlaktewateren in redelijk gelijke mate voor te komen. Hoewel PFOS en PFOA afgenomen zijn sinds 2008, zijn de concentraties vrij stabiel sinds 2016. Voor de overige PFAS geldt dat de concentraties niet significant zijn toe- of afgenomen in de laatste jaren.

Voor- en nadelen

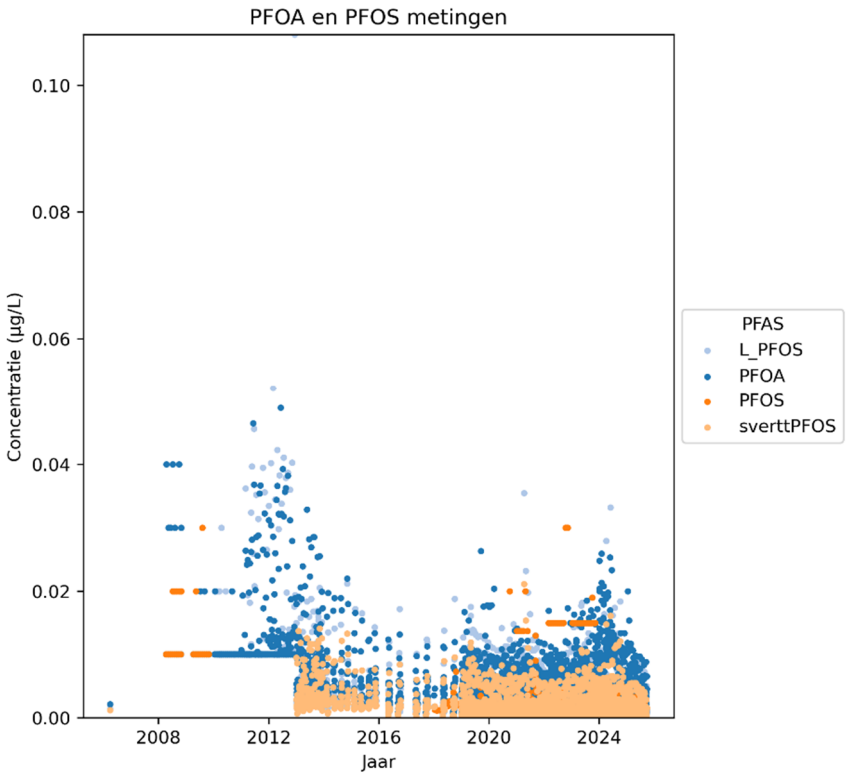
Een voordeel van het gebruik van historische data van oppervlaktewater of zwevende stof in oppervlaktewater is dat de metingen een directere reflectie van de PFAS-belasting in het oppervlaktewater op moment van monstername. Daarnaast is het relatief makkelijk om een hogere meetfrequentie en meetdichtheid te behalen en is het als er op meerdere meetlocaties onderzocht is, beter mogelijk om bronnen te duiden.

De limiterende factor is hier de beschikbaarheid van data, zowel qua tijdsperiode als wat betreft de specifieke PFAS die gemeten zijn. PFAS-metingen zijn vaak niet beschikbaar over langere tijdsperiodes dan ongeveer 20 jaar. Voor sommige PFAS kan dit voldoende zijn, omdat deze pas sinds de jaren ’00 zijn geïntroduceerd, maar voor andere PFAS is dit onvoldoende om een complete historische reconstructie te bewerkstelligen. Daarnaast betreffen deze tijdseries vaak een beperkte hoeveelheid gemeten specifieke PFAS, zodat de totale PFAS-belasting buiten beeld blijft. Zo kwam uit de dTOP analyses van Göckener et al. (2021) bijvoorbeeld dat de target analyses slechts een klein deel van de PFAS in de rivieren laten zien. Daarnaast is de afgelopen jaren de rapportagegrens omlaaggegaan, oudere metingen hadden vaak nog hoge rapportagegrenzen. Hierdoor is het mogelijk lastig is om een betrouwbare tijdreeksanalyse te kunnen verrichten.

Beschikbare data

Er zijn verschillende databases met PFAS-data van oppervlaktewater beschikbaar.

De eerste is de database van Rijkswaterstaat, waar de PFAS-data van MWTL (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands) oppervlaktewater zijn opgeslagen in DONAR (Data Opslag Natte Rijkswaterstaat). Deze data worden beschikbaar gesteld via waterinfo.rws.nl. Daarnaast kan het zijn dat er extra PFAS-data in DONAR opgeslagen staan, omdat PFAS voorheen niet in het MWTL werd gemeten maar onder een project (pers. comm. RWS). Deze projectdata staat in DONAR, maar RWS weet niet zeker of deze projectdata ook meekomen bij een export via waterinfo.rws.nl. De data uit DONAR kan wel opgevraagd worden. Deze dataset (ontvangen op 6 november 2025) omvat 124684 PFAS-metingen, op in totaal 112 locaties, met 36 verschillende PFAS gemeten. Hiervan zijn 55587 metingen boven de rapportagegrens. De beschikbare data per PFAS wat betreft totaal aantal metingen, aantal metingen boven de rapportagegrens, het aantal locaties waar het gemeten is, de eerste meetdatum en de eerste meetdatum waar boven de rapportagegrens is gemeten is te zien in Bijlage I. Ter illustratie zijn de PFOA- en PFOS-concentraties weergegeven in Figuur 3.3. Hierin zijn de rapportagegrenzen duidelijk te zien. Deze zijn tot 2013 minstens 10 ng/l en verschillen per meting. Ook na 2020 lijken sommige metingen nog rapportagegrenzen boven de 10 te hebben. De hoeveelheid voor tijdreeksanalyse bruikbare data zal daarom mogelijk beperkt zijn.

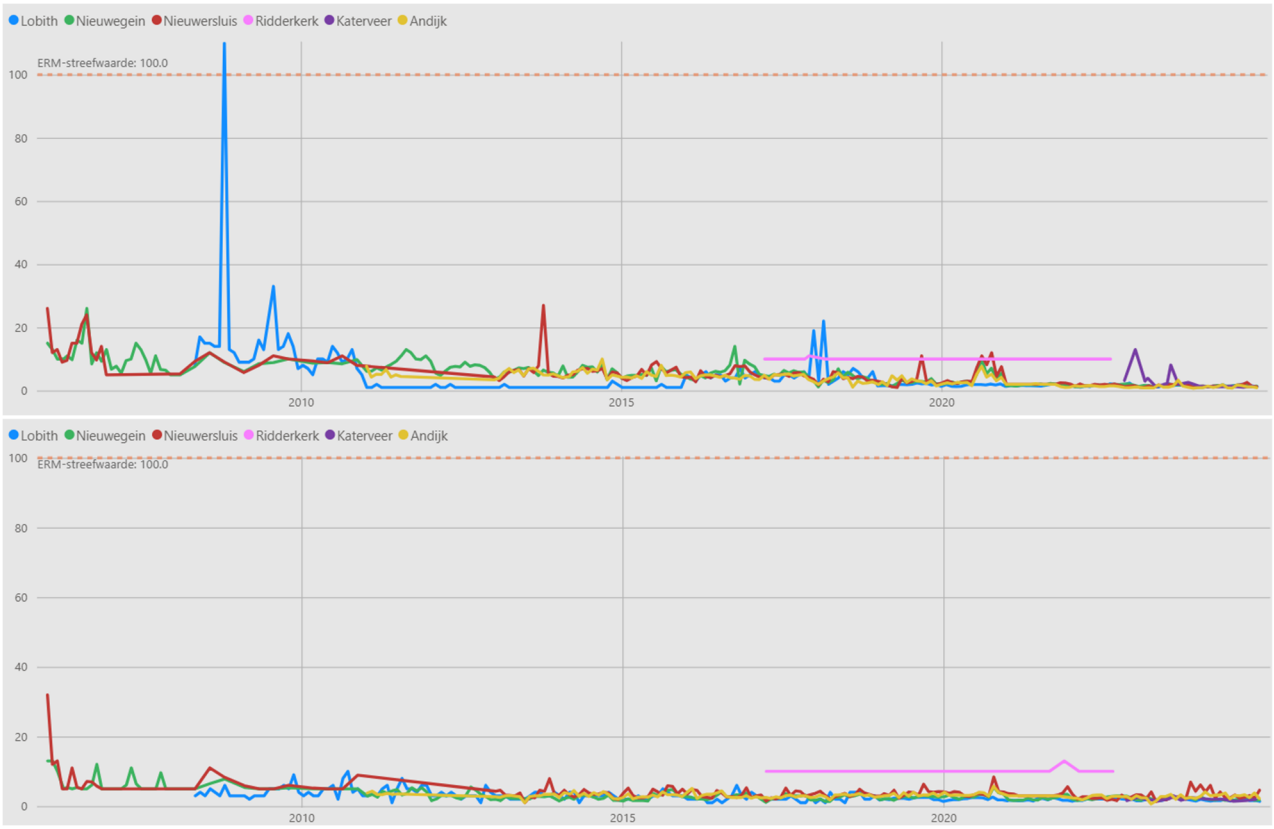


Figuur 3.3. PFOS- en PFOA-concentraties in de RWS-database. Waarden onder de rapportagegrens zijn in dit geval weergegeven als de rapportagegrens zodat deze waarden er beter uitspringen.

Complementair hieraan heeft RWS in 2023 twee bemonsteringsrondes uitgevoerd waarin PFAS-29 is gemeten op 13 verschillende locaties in de Maas (Rijkswaterstaat, 2023).

Een andere bron van data is de database van RIWA-Rijn. In Figuur 3.4 is de data voor PFOA en PFOS voor 6 locaties uit de online dashboard[1] weergegeven. De metingen zijn op twee locaties (Nieuwegein en Nieuwersluis) vanaf 2006 gestart. De horizontale lijnen lijken te wijzen op een rapportagegrens van 5 ng/L of het ontbreken van data. Ook valt onder andere op dat de metingen bij Lobith tussen 2011 en 2016 extreem laag zijn, terwijl deze daarvoor en daarna ruim daarboven zitten. Dit werpt vragen op over de kwaliteit van de data.

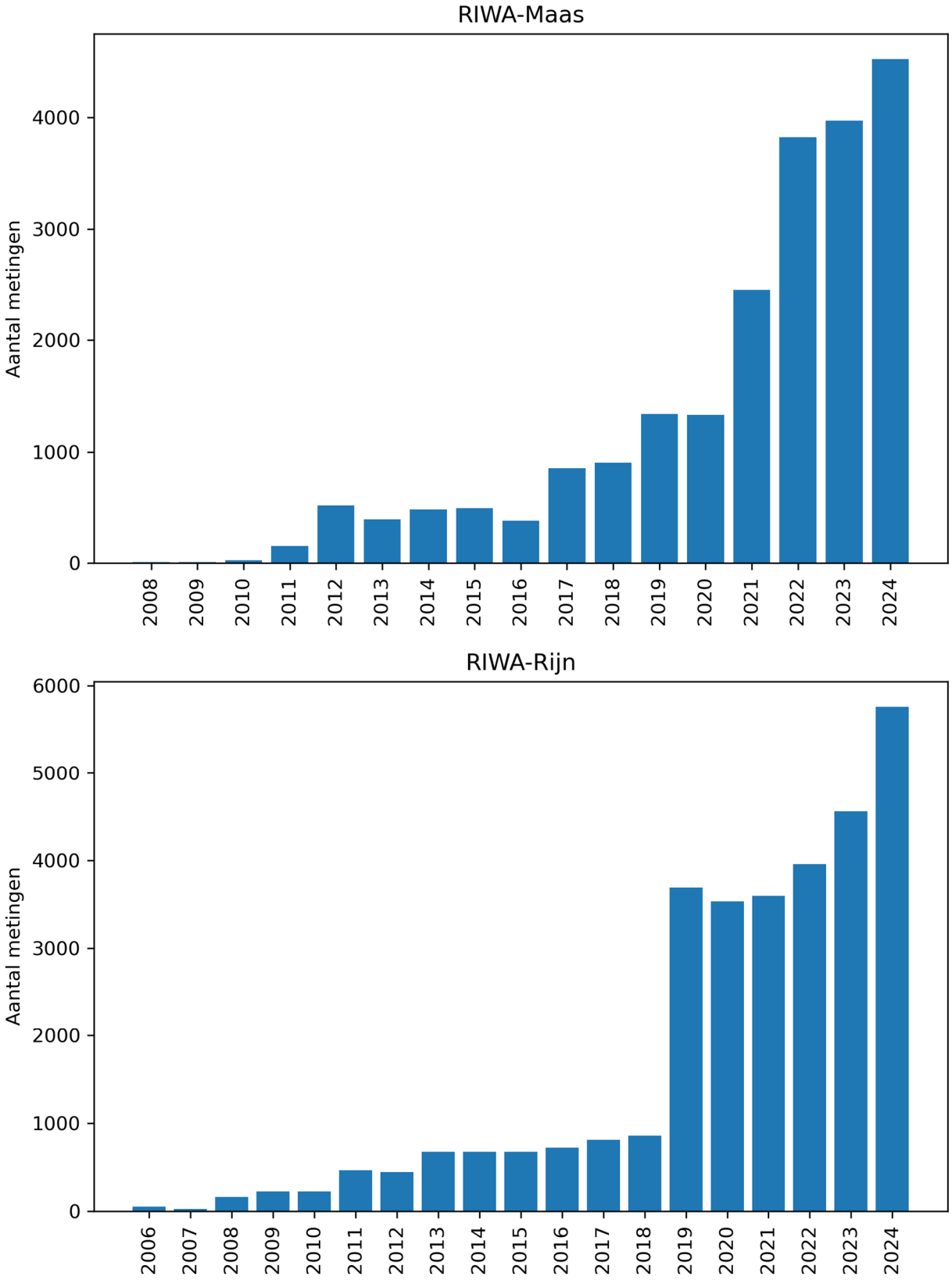
[1] https://www.riwa-rijn.org/data-dashboard/



Figuur 3.4. PFOS (boven) en PFOA (onder) metingen in ng/L uit de RIWA-Rijn database: https://www.riwa-rijn.org/data-dashboard/.

Uit een overzicht van de RIWA-Rijn PFAS-database[2] blijkt PFAS met name sinds 2019 gemeten te worden (Figuur 3.5). De database omvat metingen van 67 verschillende PFAS of som PFAS uit twaalf verschillende locaties, met metingen tussen 2006 en 2024. Van deze twaalf locaties zijn er drie innamepunten van de drinkwaterbedrijven (Andijk, Nieuwegein, Nieuwersluis) en twee overige meetpunten van drinkwaterbedrijven (Ridderkerk-Werfkade en Katerveer van respectievelijk Oasen en Vitens) (zie ook bijlage III). De overige zeven locaties zijn meetpunten van RWS. De drie innamepunten worden ook door RWS gemeten, en bij Lobith wordt door zowel RWS als RIWA-Rijn gemeten. De RIWA-Rijn database bevat dus volledig aanvullende data voor twee locaties (Ridderkerk-Werfkade en Katerveer). Bij de vier locaties met dubbele metingen geldt dat RIWA-Rijn per jaar per stof kiest welke meetreeks gebruikt wordt, gebaseerd op onder andere de rapportagegrens en lengte van de meetreeks. Naast deze resulterende gedeeltelijke overlap met de DONAR-database van RWS, is er voor de overige zes locaties volledige overlap met de DONAR-database (pers. comm. RIWA-Rijn).

[2] Ontvangen op 8 December 2025



Figuur 3.5. Aantal metingen per jaar in de RIWA-Maas en RIWA-Rijn databases.

Een derde database is de database van RIWA-Maas met PFAS-data uit de Maas. Deze worden in jaarrapporten gepubliceerd, maar zijn niet online beschikbaar. Deze data zijn aangevraagd.[3] De omvang en kwaliteit van deze data is tot dusver dus onbekend.

Deze databases van RWS en RIWA zijn al in eerdere studies gebruikt. Zo is de RWS MWTL/DONAR database gebruikt in Jonker (2021) en Jonker (2024b). Daarnaast wordt in Jonker (2021) benoemd dat data vanaf 2013 uit de 'LIMS database' afkomstig is en een ander deel uit 'een oudere database'. Rijkswaterstaat is echter niet bekend met beide databases (pers. comm. RWS). In deze studie van Jonker (2021) is data van 2008 tot 2020 geanalyseerd. Dit is vervolgens ook gepubliceerd in Jonker (2024a). Met deze studies kan bevestigd worden dat niet elke stof al sinds 2008 en op elke locatie wordt gemeten en dat de data uit de RWS-database(s) dus beperkt is. In tegenstelling tot onze eerste verkenning waarin data vanaf 2006 beschikbaar is (Figuur 3.5 en Bijlage I), is RWS volgens Jonker (2024a) vanaf 2008 begonnen met meten in de rijkswater.

In het recente onderzoek van Jonker (2024b) is de DONAR database aangevuld met data uit de RIWA-Rijn en RIWA-Maas databases. Daarnaast is van zowel RWS als de RIWA-bedrijven de TFA-meetgegevens opgevraagd en gebruikt. Dit is een aparte database. In totaal zijn de PFAS-concentraties voor 10 locaties geanalyseerd tussen 2018 en 2022.

In een eerder onderzoek van KWR (Amato et al., 2023a) is data van de drinkwaterbedrijven opgehaald om verschillende locaties in de Maas te vergelijken. Voor deze studie is vanwege de eisen aan consistentie van rapportagegrenzen en consistente bemonsteringsperiode slechts data tussen juli 2021 en juli 2022 gebruikt. Hieruit blijkt dat ook de drinkwaterbedrijven die oppervlaktewaterbronnen hebben metingen in de rivieren en data kunnen aanleveren om een beeld te krijgen van historische PFAS-belasting. Deze data zouden opgehaald moeten worden bij de drinkwaterbedrijven en vergeleken worden met de RWS- en RIWA-Maas-databases voordat meer gezegd kan worden over de omvang en kwaliteit hiervan.

Enkele additionele data betreffen studies van Segers (2007) en de la Loma González et al. (2013b) waarin PFAS gemeten is in respectievelijk het Lekkanaal te Nieuwegein en Brakel. In eerstgenoemde studie zijn PFOA en PFOS maandelijks gemeten in de eerste 9 maanden van 2006 en in de laatstgenoemde studie in augustus 2012 voor 16 verschillende PFAS. Deze metingen zijn dus additioneel aan bovengenoemde databases.

Ten slotte zijn er bij RWS nog oude zwevende stof monsters opgeslagen. Deze zouden geanalyseerd kunnen worden zodat een vergelijkbaar onderzoek als dat van Göckener et al. (2021) in Nederland uitgevoerd kan worden. Indien bewaard zouden oude watermonsters nog opnieuw geanalyseerd kunnen worden op PFAS. Of deze bestaan en beschikbaar zijn, is onduidelijk.

3.1.5 Bodem

Gebruik

Verschillende studies hebben op verschillende dieptes in de bodem PFAS gemeten en daarmee de emissiegeschiedenis van PFAS-emissies kunnen verduidelijken (Brunschwiler, 2023; Galloway et al., 2020; Gerardu et al., 2023). Deze studies zijn uitgevoerd in de nabijheid van een PFAS-producerende fabriek of afvalverbrandingsinstallatie, zodat de gehaltes direct aan deze puntbron gelinkt konden worden. Afhankelijk van de mobiliteit van de PFAS in de bodem, kunnen PFAS-gehalten op bepaalde diepten worden gelinkt aan bepaalde emissiejaren. De conclusie van Gerardu et al. (2023) luidt dat de verticale variatie in PFOA-gehaltes in onverstoorde zandbodems in de dominante windrichting vanaf de fabriek een goede reflectie van de historische atmosferische emissies geeft. Daartegenover is in de eerdere studie van Dreyer et al. (2012) gebleken dat PFAS-gehalten (PFOA en PFOS) in veenkernen die vlak naast elkaar genomen worden, divers kunnen zijn. Deze grote variatie kan veroorzaakt

[3] Op 5 December 2025.

worden door een afwijkende microtopografie en specifieke microstructuur en/of door variaties tijdens het bemonsteren, bijvoorbeeld een verschillende mate van veenverdichting. Dit introduceert onzekerheden in de resultaten, maar desondanks wordt geconcludeerd dat venen mogelijk geschikt zijn om historische emissies van lange keten PFCA's te reconstrueren.

Voor- en nadelen

Hoewel afhankelijk van de benodigde diepte, is het relatief makkelijk om monsters te nemen. Ten gevolge is het een goede methode om een ruimtelijk dekkend beeld te krijgen en emissiebronnen te identificeren. Ook geeft het, voornamelijk in de bovenste bodemlagen, een redelijk direct beeld van de atmosferische depositie.

Daarentegen kan het door processen zoals sorptie moeilijk zijn om de monsters nauwkeurig in de tijd te reconstrueren. Dit geldt met name wanneer er nog niks bekend is van de (algemeen bekende) emissiegeschiedenis van bepaalde individuele PFAS of een globaal beeld van de emissie van een mogelijk dichtbijgelegen puntbron. In zulke gevallen kan alsnog datering van de monsters nodig zijn, zoals bij de sedimentkernen. Bij venen geldt dat de radioactieve isotopen mogelijk nog mobieler zijn in venen dan in andere bodems en dus de datering door bijvoorbeeld grondwaterfluctuaties onbetrouwbaarder kan zijn. Volgens Urban et al. (1990) is de hoogste temporele resolutie mogelijk met ^{210}Pb datering in veenkernen daarom ongeveer 10 jaar.

Beschikbare data

Vanuit het RIVM zijn verschillende meetcampagnes geweest in 2020. In de eerste zijn 29 individuele PFAS (lineair en vertakt samengenomen voor PFOS en PFOA) op alle 200 locaties geanalyseerd en GenX en TOP-analyses voor een subselectie geanalyseerd (Wintersen et al., 2020b). De rapportagegrens was 0,1 µg/kg voor al de PFAS. Er is in dit onderzoek bemonsterd op twee dieptes: 0-20 cm en 50-100 cm onder maaiveld.
In de tweede meetcampagne zijn in totaal 80 nieuwe locaties bemonsterd, waarvan 40 droge waterbodemmonsters (uiterwaarden) en 40 natte waterbodemmonsters (bagger) (Wintersen et al., 2020a). Daarnaast zijn 40 bodemmonsters uit de eerder genoemde campagne (Wintersen et al., 2020b) geselecteerd. Hiervan zijn 39 monsters afkomstig uit de bovenste laag (0-20 cm) en één uit de onderste laag (50-100 cm).

Daarnaast is er op dit moment een meetcampagne gaande waarin het RIVM op 100 plekken PFAS aan het meten is in bodemprofielen op een diepte van 0 tot 300 cm onder maaiveld. Hier worden 40 individuele PFAS gemeten. Dit rapport moet nog uitkomen.

Ook zijn er recentelijk binnen het DPWE-onderzoeksprogramma metingen uitgevoerd aan PFAS-gehaltes in bodemprofielen in de kustduinen. Dit betroffen onverzadigde bodemprofielen tot maximaal 11 m onder maaiveld. De metingen worden uitgewerkt en het rapport moet nog uitkomen.

Ten slotte is PFAS gemeten in de ondergrond rondom twee fabrieken in de provincie Gelderland op dieptes van 0 tot 120 cm (Pelle & van der Grift, 2026a, 2026b).

Mogelijk zijn er oude bodemmonsters die opnieuw geanalyseerd kunnen worden op PFAS. Een voorbeeld hiervan is het "duinbodemmonster archief" van KWR dat voor een deel bij KWR maar ook bij PWN ligt opgeslagen. Dit betreft een archief van ruim 2000 bodemmonsters waarvan de oudste in 2005 zijn bemonsterd. Voor een nieuwe analyse van deze bodemmonsters is van belang dat de wijze van bemonstering en opslag niet voor verstoringen hebben geleid in de monsters.

3.1.6 Biota

Gebruik

PFAS kan ook worden teruggevonden in weefsel van biota (Dudášová et al., 2025; Nilsen et al., 2024; Rupp et al., 2025; Smithwick et al., 2006; Zhang et al., 2024). In Nilsen et al. (2024) zijn verschillende typen weefsel van vissen, namelijk bloed, lever en filet vergeleken. Hieruit bleek het bloed de hoogste PFAS-concentraties en het filet de laagste PFAS-concentraties te bevatten. De gevonden PFAS konden goed gerelateerd worden aan wat bekend was over AFFF (Aqueous film-forming foam; gebruikt als blusschuim) emissies in de omgeving. In een studie in het Noord-Amerikaanse Arctische gebied zijn leverweefsel monsters van ijsberen genomen tussen 1972 en 2002 (Smithwick et al., 2006). Op basis daarvan zijn voor specifieke PFAS verschillende trends gevonden terwijl voor andere PFAS geen trends zijn gevonden.

Hetzelfde is in Duitsland gedaan met het leverweefsel van brasem (een vis), zilvermeeuweieren en het weefsel en respiratiewater van driehoeksmosselen (Rupp et al., 2025). Hieruit bleken C8 PFAS zoals PFOS tussen 1988 en 2020 af te nemen in alle monsters, C10-C13 PFCAs in zilvermeeuweieren toe te nemen tot 2014 en C14 PFCA tot 2020. De toename van TFA en precursoren van C4-C7 PFCAs bleek het sterkst te zijn in de driehoeksmosselen. Lange keten PFAS bleken ook na restricties zich te blijven accumuleren in biota. Verdere analyses op het leverweefsel van de brasem hebben 78 PFAS geïdentificeerd in de monsters (Dudášová et al., 2025). Waar sommige PFAS wijdverspreid blijken te zijn, zijn andere PFAS zoals FAP meer lokaal gevonden.

In het reeds genoemde paper van Jonker (2024a) monsters van de levers van vissen van 2015-2022 in Nederlandse wateren geanalyseerd. Hier werd voor één locatie een trend gevonden waar PFOS-concentraties zijn gedaald, maar voor de overige locaties is er geen trend gevonden of was er te weinig data om hier conclusies over te trekken.

Recent is voor het eerst onderzocht of bomen gebruikt worden om een historische PFAS-belasting reconstructie te maken (Coffin et al., 2026). Dendrochronologie is gebruikt voor datering en het plantweefsel (xyleem) in de betreffende boomringen is op PFAS geanalyseerd. De onderzoekers concludeerden dat dit een bruikbare methode is om de historische PFAS-concentraties in het water in de wortelzone te bepalen voor met name lange keten perfluorsulfonzuren (PFSA's) zoals PFOS.

Voor- en nadelen

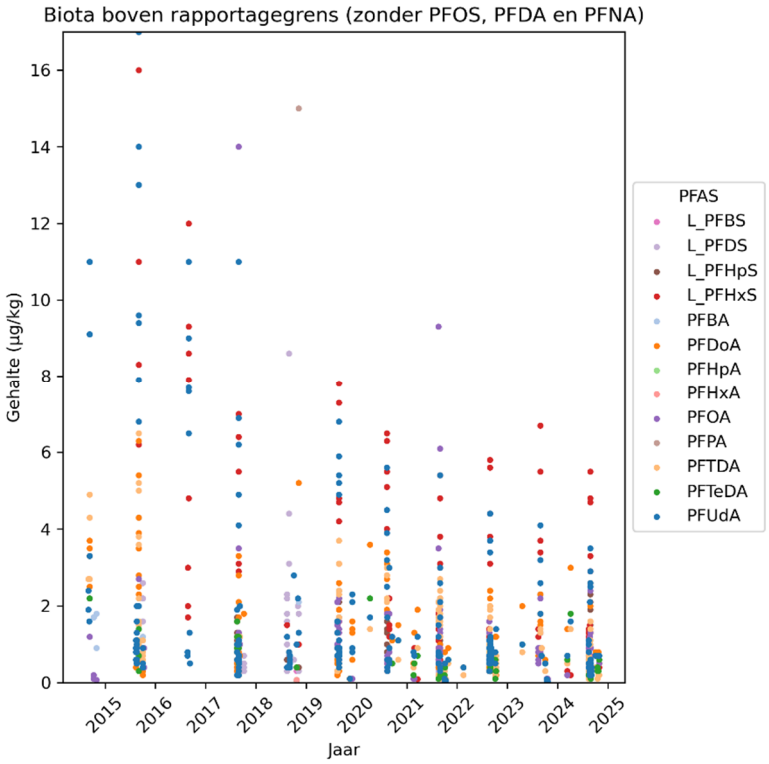
Voor fauna-biota geldt dat afhankelijk van de leefgebiedsgrootte van de fauna-biota, kunnen de historische PFAS-gehalten in fauna-biota een geïntegreerd ruimtelijk beeld of een lokaler beeld geven. Afhankelijk van de beschikbaarheid van fauna-biota-monsters, ook in vergelijking met de beschikbaarheid van andere typen meetdata (bijvoorbeeld van oppervlaktewater), kan dit een waardevolle databron zijn. Wel kunnen de leefgebiedsgrootte, het beschikbare voedsel in de omgeving en de veranderingen daarin en de leeftijd van de fauna-biota ervoor zorgen dat het moeilijk is om hieruit emissiebronnen te identificeren. Met fauna-biota is het daarnaast moeilijker om een hoge temporele resolutie te behalen, omdat de metingen een integratie zijn van de PFAS-accumulatie over de leeftijd van de fauna-biota. Ook is het meten van PFAS in fauna-biota indirecter dan in oppervlaktewater en zijn de karakteristieken van de PFAS die de bioaccumulatie beïnvloeden bepalend voor de gemeten PFAS-gehalten. Verder blijkt uit de studie van Nilsen et al. (2024) dat de gehalten variëren afhankelijk van het type weefsel dat bemonsterd en geanalyseerd is. Het is dus nodig dat daar consistentie in is in de dataset.

Voor flora-biota geldt dat het een veelbelovende opkomende methode is om de historische PFAS-belasting te reconstrueren voor het water in de wortelzone. Het zal nog verder ontwikkeld moeten worden en uitgewezen moeten worden voor welk type bomen het werkt. Wel is het in ieder geval veelbelovend voor lange keten PFSA's in zachthoutbomen (Coffin et al., 2026).

Beschikbare data

In de eerder aangehaalde onderzoeken van Jonker (2024b) en Jonker (2024a) is ook de biota-database van RWS gebruikt, met monsters tussen 2015 en 2022. De monsters lieten uiteenlopende concentraties zien en er werd geconcludeerd dat er onvoldoende gegevens zijn om temporele trends te duiden.

De biota-database van RWS kan worden opgevraagd en bestaat momenteel[4] uit in totaal 7575 PFAS-metingen, waarvan 1921 een meting boven de rapportagegrens betroffen (Figuur 3.6). In totaal zijn 16 verschillende PFAS gemeten op elk van de 19 verschillende locaties.[5] De monsters zijn genomen van de lever (5036 metingen) of uit het vlees (1869 metingen). Daarnaast zijn er overige monsters waarbij 'orgaanomschrijving' 'niet van toepassing' is (670 metingen).



Figuur 3.6. Scatterplot van biota boven de rapportagegrens. PFOS, PFDA en PFNA zijn niet meegenomen vanwege de hoge gehalten (zie Bijlage II).

Dendrochronologie-data is beschikbaar in de Nederlandse database DataverseNL.[6] Het is echter maar de vraag of de ringen zelf nog opgeslagen zijn en of beschikbaar zijn voor PFAS-analyse. Daarnaast is er het DendroLab[7] in Wageningen dat een archief heeft waar mogelijk gebruik van kan worden gemaakt.

3.1.7 Depositiemetingen uit lucht en regenwater

Gebruik

Droge en natte PFAS-depositie kunnen gemeten worden door bemonstering van lucht en zwevende deeltjes, en neerslag respectievelijk. PFAS in de lucht kan bemonsterd en geanalyseerd worden met verschillende methoden, met het meest generieke onderscheid tussen passieve en actieve samplers, waarbij actieve samplers (Large Volume

[4] Ontvangen op 06-11-2025

[5] L_PFHpS, L_PFBS, L_PFDS, L_PFHxS, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFBA, PFTeDA, PFOA, PFDoA, PFUdW, PFTDA, PFOS, PFNA, PFDA

[6] https://dataverse.nl/dataverse/dccd

[7] https://www.wur.nl/nl/onderzoek/faciliteiten/dendrolab-dendrochronologisch-laboratorium

Air Sampler) gebruik maken van een mechanische pomp die gebruikt wordt om aerosolen in te vangen (Wallace et al., 2024). Dit is in 2021 gedaan in Nederland door Dalmijn et al. (2025) ten noordoosten van Chemours, in 2022 in 3 seizoenen op twee locaties langs de kust (Amato et al., 2023b) en in 2023 in Huijbergen en Ellecom (Amato et al., 2024). In 2025 heeft Vitens op de Waddeneilanden luchtmetingen uitgevoerd. In al deze studies is een actieve air sampler gebruikt. Momenteel worden er in het duingebied van Schouwen-Duivenland metingen gedaan met deze actieve air sampler. Hier wordt ook regenwater bemonsterd. In de provincie Utrecht loopt eveneens een project om regenwater te bemonsteren.

Ook is het meten van PFAS in de atmosfeer in verschillende studies voor een langere tijd gedaan: tussen 2012 en 2014 in Tsjechië (Paragot et al., 2020), tussen 2017 en 2019 in 42 ontwikkelingslanden in verschillende continenten (González et al., 2021), tussen 2005 en 2011 in Botswana, Costa Rica en Canada (Gawor et al., 2014) en tussen 2006 en 2014 op drie locaties in het Arctische gebied (Wong et al., 2018). Ten slotte is in een globale studie op 21 locaties data van 2009-2017 geanalyseerd (Saini et al., 2023). Een aantal PFAS, zoals PFOS, PFOA en PFHxS, lieten hierin toenemende trends zien, terwijl andere PFAS stabiel bleven of afnamen gedurende deze tijdsperiode.

In de studie van Johnson et al. (2022) zijn wereldwijd twintig studies gevonden die PFAS-concentraties in neerslag hebben gerapporteerd. Lange termijn bemonstering ontbreekt echter in de literatuur. Wel zijn er studies waarin PFAS in neerslag is gemeten voor een aantal maanden tot een jaar. Zo is in zuidwest Zweden maandelijkse neerslagdata van 2016 geanalyseerd en is een seizoenstrend gevonden, waarin concentraties van korte en lange keten PFAS het hoogst waren in de zomer, hoewel dit voor ultrakorte ketens niet het geval was (Jansson, 2019). Op deze locatie werd PFAS al sinds 2009 gemeten, zodat daar de ontwikkeling op langere termijn zou kunnen worden geanalyseerd. Ook in Noord-Duitsland is PFAS gemeten in 20 regenwatermonsters en gecombineerd met PFAS in luchtmonsters voor een periode van 7 maanden in 2007 en 2008 (Dreyer et al., 2010). In de studie van Pfotenhauer et al. (2022) in de Verenigde Staten zijn in 5 maanden in 2020 in totaal 91 neerslagmonsters genomen na een wekelijkse bemonsteringscampagne. Hierin werden met name PFCAs frequent gedetecteerd en bleken dichtbij zijnde bronnen mogelijk de PFAS-compositie van de natte depositie te kunnen beïnvloeden.

Voor- en nadelen

PFAS-concentraties in regenwater of lucht hebben het voordeel dat het een direct beeld geeft van de huidige emissies. Het kan bijdragen aan het identificeren van de bron van PFAS in de bodem en/of het grondwater (diffuus versus puntbron). Tegelijkertijd kan het lastig zijn om puntbronnen aan te wijzen op basis van deze gegevens vanwege de invloed van meteorologische karakteristieken en de grote afstanden waarover met name korte keten PFAS getransporteerd kunnen worden (Dalmijn et al., 2025; Yang et al., 2025). Toch kunnen met het strategisch plaatsen van de air samplers (benedenwinds van de mogelijke puntbron) puntbronnen wel geïdentificeerd worden (Dalmijn et al., 2025).

In een overzichtsstudie over het bemonsteren van lucht voor het meten van PFAS wordt geconcludeerd dat de bemonsteringsmethoden moeten worden uitgebreid om ultrakorte en korte PFAAs beter te kunnen incorporeren (Wallace et al., 2024). Voor regenwatermonsters geldt dat medium en lange keten PFAS sterker uitregenen dan andere PFAS (Wang et al., 2022b).

Er zit een uitdaging in het vertalen van de gemeten PFAS in regenwater- en luchtmonsters naar de depositie op het maaiveld. Zo kan het type neerslaggebeurtenis (stratiform versus convectief) van invloed zijn op de hoeveelheid PFAS-depositie (Dalmijn et al., 2025; Zenobio et al., 2025). Ook geldt dat bij toenemende wind de hoeveelheid neerslag meer onderschat wordt, dit betreft met name kleinere druppels (Nešpor & Sevruk, 1999).

Om deze methode te gebruiken voor historische reconstructie is het van belang dat er historische gegevens beschikbaar zijn. Dit is vaak niet het geval, waardoor uitgebreide reconstructies op basis van depositiegegevens ontbreken in de literatuur.

Beschikbare data

Data zijn beschikbaar uit genoemde studies van Amato et al. (2023b), Amato et al. (2024) en Dalmijn et al. (2025). Daarnaast is in een onderzoek van Arcadis voor het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat een opzet gedefinieerd om sea spray aerosols verder te onderzoeken (Pancras, 2024). Het vervolg hierop is nog niet gepubliceerd. In Vlaanderen zijn daarnaast depositiemetingen uitgevoerd rond een fabriek in Antwerpen tussen maart en juni 2022 (Vangheluwe & Koivisto, 2023). Ook is er in de provincie Utrecht recentelijk een project gestart met KWR om PFAS in regenwater te meten (Provincie Utrecht, 2025). Al met al lijkt er nauwelijks historische data van PFAS in lucht en/of regenwater beschikbaar te zijn in Nederland.

3.1.8 Geconserveerd voedsel/drank

Gebruik

Wanneer voedsel of drank dat voor lange tijd geconserveerd wordt uit verschillende tijdsperioden beschikbaar is en op dezelfde locatie geproduceerd is, kunnen PFAS-metingen dienen tot een historische reconstructie van PFAS-belasting op de betreffende locatie. In verschillende studies is dit toegepast op wijn, die aan deze voorwaarden kan voldoen (Burtscher-Schaden et al., 2025; Freeling & de Orduña Heidinger, 2025). Zo zijn in een recente studie van Freeling and de Orduña Heidinger (2025) wijnen uit één wijnmakerij en van 5 locaties in Baden, Duitsland, van 1946-2024 geanalyseerd op TFA. Hieruit werd gevonden dat TFA-concentraties sinds de jaren ’70 stijgen en sinds 2010 nog sterker toenemen. Ook in een andere studie is uit een analyse van 49 wijnen uit 1974 tot 2024 en 10 verschillende Europese landen gevonden dat TFA-concentraties sinds 2010 exponentieel zijn gestegen (Burtscher-Schaden et al., 2025).

Voor- en nadelen

Wanneer geconserveerd voedsel of drank uit een bepaalde locatie/bepaald gebied over een substantiële tijdspanne beschikbaar is, heeft dit potentie om een historische reconstructie van PFAS-belasting te dienen. Dit is tegelijkertijd een limitatie, aangezien het mogelijk niet in veel instanties beschikbaar is over een bruikbare tijdspanne en/of duidelijk is van welke locatie het voedsel of de drank afkomstig is.

Ook merkten Freeling and de Orduña Heidinger (2025) op dat het lastig kan zijn om met deze methode bronnen te identificeren en de bijdrage van deze bronnen aan de PFAS-gehalten. Dit komt door de mogelijke variëteit aan bronnen op één locatie/in één gebied en de vele milieucondities die transport- en transformatieprocessen beïnvloeden. Ook kan de opname door planten afhankelijk zijn van planteigenschappen en meteorologische omstandigheden, zodat het gecompliceerd kan zijn om de gehalten aan bronnen en emissies te koppelen. Voor het beeld van de lange termijn PFAS-belasting maakt dit echter nauwelijks uit, aangezien de locatie en haar eigenschappen min of meer gelijk zullen blijven. De gemeten PFAS-gehalten over de tijd kunnen in ieder geval trends en patronen weergeven, die indicatief zijn voor de lange termijn veranderingen in het voorkomen van PFAS in het milieu (Freeling & de Orduña Heidinger, 2025).

Beschikbare data

De wijnbouw in Nederland is relatief beperkt. Voor ander geconserveerd voedsel of drank lijkt het onwaarschijnlijker dat er voldoende monsters uit dezelfde locatie en voor een bruikbare tijdsperiode genomen kunnen worden. Dit maakt het onwaarschijnlijk dat deze methode een substantiële bijdrage kan leveren aan een landelijke reconstructie van PFAS-belasting.

3.1.9 Bloed

Gebruik

Historische blootstelling aan PFAS-belasting kan worden gereconstrueerd aan de hand van bloedmonsters van mensen (Blomberg et al., 2025; Gomis et al., 2017; Olsen et al., 2005; Zhou et al., 2025). In een regio in Zweden (Ronneby) waar PFAS-concentraties boven de 10,000 ng/L in het drinkwater waren gedetecteerd in 2013, afkomstig van AFFF-emissies, konden PFAS-concentraties in het bloed gerelateerd worden aan drinkwaterinname (Blomberg et al., 2025) en zelfs aan het voorkomen van hart- en vaatzieken en sterfte (Zhou et al., 2025). Uit een studie waar deze hoge PFAS-concentraties ontbreken, lijkt de bevolking in de VS en Australië met name via voedsel blootgesteld te worden aan PFAS, en niet zozeer via drinkwater (Gomis et al., 2017).

Voor- en nadelen

In een situatie waarin drinkwater duidelijk verantwoordelijk is voor de primaire blootstelling van mensen aan PFAS, kunnen bloedmonsters van mensen dienen tot een reconstructie van de PFAS-belasting op de drinkwaterbronnen. Voordeel is dat een algemeen beeld van historische PFAS-blootstelling kan worden gevormd en het effect van PFAS-emissies op de gezondheid van de mensen direct wordt meegenomen. De keerzijde hiervan is dat het lastiger is om dit terug te brengen naar PFAS-belasting van drinkwaterbronnen zoals oppervlaktewater en grondwater. Dit komt doordat er nog steeds meerdere bronnen voor blootstelling kunnen zijn, en mensen ook vanuit verschillende drinkwaterbronnen drinkwater kunnen krijgen, bijvoorbeeld wanneer er in een andere regio wordt gewerkt dan gewoond.

Beschikbare data

Het RIVM heeft recentelijk 1500 bloedmonsters uit 2016 en 2017 onderzocht op 28 PFAS (Bil et al., 2025). Uit dit eerste onderzoek naar PFAS in bloed van de Nederlandse bevolking, blijkt dat PFAS vrijwel overal boven bestaande grenswaarden in het bloed zitten. Hiervoor is data uit de derde ronde van een ander onderzoek gebruikt (PIENTER). Er is niet gevonden hoeveel bruikbare data uit de eerste twee ronden van dit onderzoek beschikbaar is. Het RIVM gaat wel aanvullend onderzoek doen en blijft met bloedonderzoek de blootstelling monitoren.

3.1.10 Sneeuw- of ijskernen

Gebruik

In regio's waar sneeuw en/of ijs accumuleert over verschillende jaren, kunnen kernen genomen worden, die kunnen worden gedateerd en op PFAS geanalyseerd, een soortgelijke methode als bij de sedimentkernen (Persaud et al., 2024; Wang et al., 2014). Datering is in beide studies gedaan met de stabiele zuurstofisotoop $\delta 18O$, die fluctueert over de seizoenen (Persaud et al., 2024; Wang et al., 2014). In Wang et al. (2014) is op twee locaties in de Tibetaanse bergen een sneeuwkern genomen, representatief voor de periode tussen 1980 en 2010. Hierbij kon een verschil in bronregio worden geïdentificeerd tussen beide kernen en kon de historische PFAS-productie/depositie van deze bronregio's in beeld worden gebracht. In de studie van Persaud et al. (2024) is 50 jaar (1967-2016) aan depositiegeschiedenis van PFAS teruggehaald aan de hand van een 16,5 meter lange ijskern in Arctisch gebied in Canada. PFCA's blijken ook in deze afgelegen gebieden frequent voor te komen vanaf de jaren '90 en sindsdien te stijgen.

Voor- en nadelen

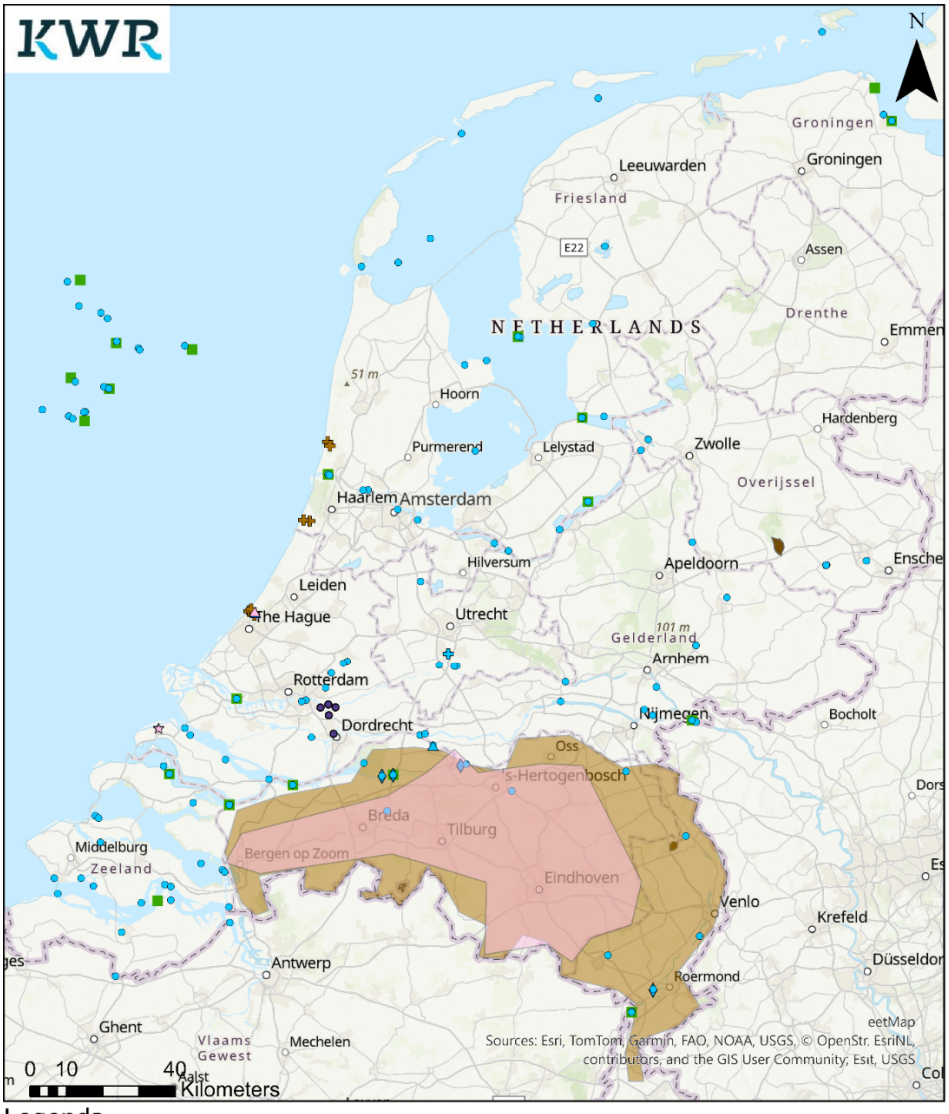
Wanneer geaccumuleerd ijs of sneeuw beschikbaar is, kan deze methode geschikt zijn om een globaal beeld van PFAS-emissie en transport te reconstrueren. Net als bij sedimentkernen kan het historische signaal verstoord worden door het verdwijnen van een deel van de geaccumuleerde materie, in dit geval door het smelten van de sneeuw of het ijs (Wang et al., 2014).

Beschikbare data

In Nederland is deze methode niet mogelijk vanwege het gebrek aan (permanente) sneeuw- en/of ijs-accumulatie.

3.2 Overzicht beschikbare data

In Figuur 3.7 is een overzicht gegeven van de ruimtelijke verdeling van de beschikbare PFAS-data en/of grondwaterdateringen. Hieruit wordt duidelijk dat PFAS-metingen in oppervlaktewater en biota goed verspreid zijn, hoewel sommige locaties beperkte hoeveelheid metingen kunnen hebben (zie bijvoorbeeld Bijlage III). Gedateerde grondwatermetingen zijn slechts in Brabant, Limburg en Holten aanwezig, en in zeer beperkte maten in de duinen in het Westen. De verspreiding van meetlocaties van grondwater en bodem, zijn te vinden in Bijlage IV. Grondwater en bodem zijn daarmee door heel het land heen gerepresenteerd, hoewel niet moet worden vergeten dat het grondwater op deze locaties niet gedateerd is.



Figuur 3.7. Overzicht beschikbare data, exclusief PFAS-metingen uit de nationale meetrondes voor bodem en grondwater.

3.3 Mogelijke methoden voor synthetiseren van landelijk beeld

Met de hiervoor besproken methoden kunnen reconstructies van bepaalde aparte compartimenten (maaiveld, bodem, grondwater, oppervlaktewater) worden gecreëerd. Er zijn verschillende mogelijkheden om op basis daarvan een landelijk beeld van historische PFAS-belasting te construeren.

3.3.1 Emissiegeschiedenis van puntbronnen

Meetgegevens of kwalitatieve informatie van de PFAS-emissies van puntbronnen kunnen gebruikt worden ter kalibratie en validatie en om depositie- en retardatiefactoren te berekenen. Ook meer algemene informatie over de emissiegeschiedenis kunnen nuttig zijn, bijvoorbeeld algemene verboden van bepaalde PFAS in producten.

Hoewel een volledig beeld van de PFAS-emissies van fabrieken of andere puntbronnen niet mogelijk is, zullen er sporadisch gegevens beschikbaar kunnen zijn, zoals bijvoorbeeld van afvalverwerker Indaver NV in Antwerpen, waar PFAS in één van de drie draaitrommelovens is gemeten (Hofman et al., 2023). Dit soort gegevens zullen met name recente gegevens zijn, zodat het reconstrueren van historische emissies op basis van de beschikbare data onmogelijk is. Wel is een overzicht van (huidige) vergunde PFAS-emissies op het oppervlaktewater en riolering in Nederland beschikbaar, waarin in totaal 32 vergunde PFAS-lozingen zijn gevonden (AT Osborne, 2023). Dit geeft een indicatie, maar betekent niet dat dit ook de vrachten zijn die daadwerkelijk geloosd worden.
RWZI-effluentlozingen zijn niet meegenomen in dit overzicht. Wel zijn er data verzameld van diverse rioolwaterzuiveringen (RWZI's) (Derksen, 2024; Derksen & Baltussen, 2021; Roex, 2025). Op al deze RWZI's wordt PFAS aangetroffen. Er zijn daarnaast naar verwachting vele niet-vergunde lozingen op het oppervlaktewater en riolering.

Ten slotte is er een landelijke signaleringskaart met potentiële bronnen die SWECO heeft ontwikkeld.[8] Hierin staan mogelijke bronnen in zonder emissiegegevens. Deze kaart zou gebruikt kunnen worden in forensisch onderzoek waarin PFAS-bronnen worden achterhaald.

3.3.2 Wetgeving

Ook kunnen wetgeving en historische of toekomstige veranderingen worden gebruikt ter kalibratie en validatie van opgehaalde data uit de methoden van paragraaf 3.1. Voorbeelden hiervan kunnen zijn het recente Europese verbod op PFOA in blusschuim[9] en in diverse producten zoals anti-aanbakpannen sinds 2020[10], of het verbod op 4 PFAS in voedselcontactmaterialen in 2022[11].

3.3.3 Modellering

Met behulp van de verzamelde data kunnen met verschillende soorten modellen voor grotere gebieden analyses worden gedaan of landsdekkende kaarten worden geconstrueerd. Een voorbeeld van een dergelijk model is het model POPE (Persistent Organic Pollutant Emissions model) (Simon et al., 2024). Dit is een wereldwijd multi-compartiment emissiemodel voor PFAS-. Het model berekent tijd- en plaatsafhankelijke emissies van 23 veelgebruikte PFAS naar lucht en water, voor de periode 1950–2020, met een ruimtelijke resolutie van 0,5°.
Het model verdeelt geschatte totale PFAS-emissies in tijd en ruimte gebaseerd op verschillende databronnen (zoals E-PRTR, NACE en US-EPA FRS), in combinatie met sociaaleconomische gegevens zoals bevolking en bbp, aangevuld met schattingen voor individuele puntbronnen, zoals industriële locaties en luchthavens. De emissies zijn

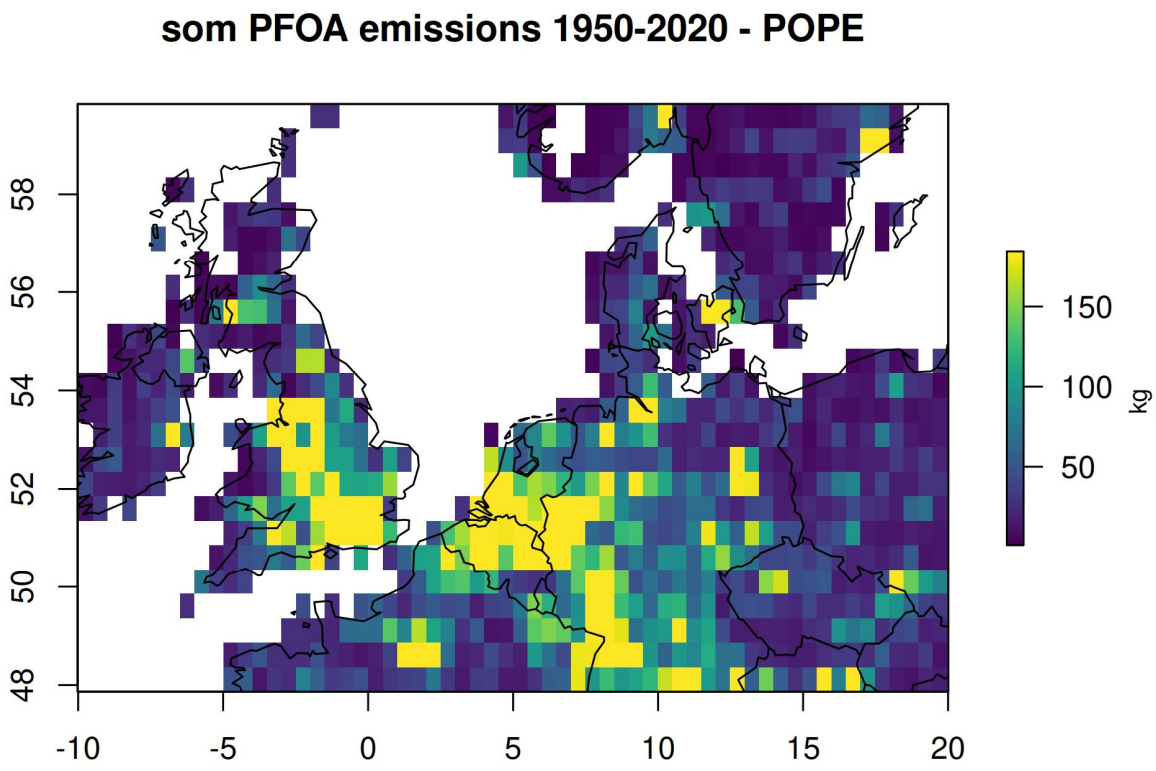
[8] https://www.sweco.nl/actueel/verhalen/nieuwe-inzichten-in-pfas-locaties-bieden-kansen-voor-data-gedreven-oplossingen/, geraadpleegd op 09-01-2026

[9] https://www.ilent.nl/actueel/nieuws/2025/10/06/bedrijven-moeten-blusschuim-pfas-vrij-maken, geraadpleegd op 07-01-2026.

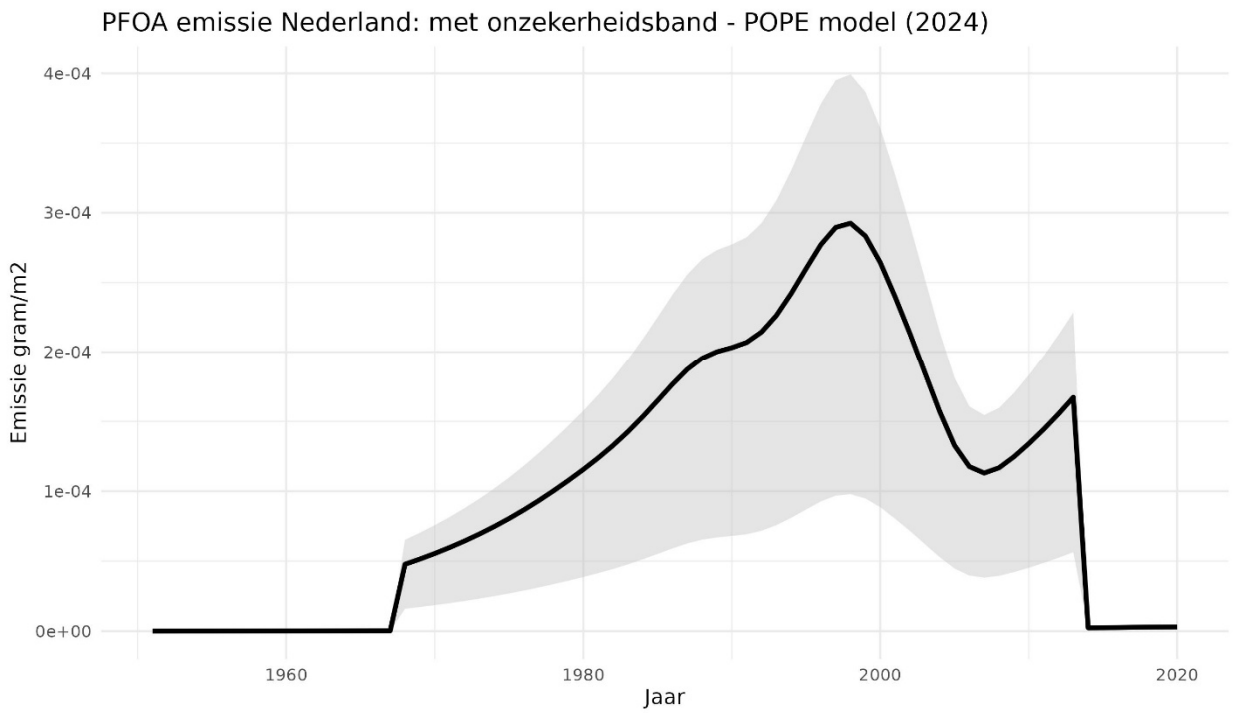
[10] https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/pfas/regels-voor-pfas, geraadpleegd op 07-01-2026.

[11] https://www.rivm.nl/pfas/verbod-gebruik-pfas/nederlands-verbod-op-vier-pfas-in-voedselcontactmaterialen, geraadpleegd op 07-01-2026.

afhankelijk van regionale veranderingen in productievolumes, gebruiksquota en terugwinningsefficiëntie in de loop van de tijd. Het model omvat emissies door industriële productie, diffuse emissies door gebruik en verwijdering van consumentenproducten, secundaire emissies door de reactie van precursoren en emissies door brandbestrijdingsoefeningen op luchthavens met behulp van blusschuim. De resultaten tonen dat de POPE-emissies aansluiten bij bestaande mondiale emissieschattingen en het model inzicht geeft in ruimtelijke en temporele variatie (Figuur 3.8). Het model is gevalideerd door vergelijking met gemeten concentraties in rivieren.



Figuur 3.8. Som PFOA-emissies in noordwest Europa over de periode 1950-2020 volgens het POPE model (bron: RIVM op basis van Simon et al., 2024).



Figuur 3.9. Verloop van de PFOA-emissie in Nederland volgens het POPE model (bron: RIVM op basis van Simon et al., 2024).

Het POPE model is niet uniek en bestaan er meer regionale varianten. Zo zijn de data van atmosferische emissies van Indaver NV te Antwerpen gebruikt ter validatie van een model voor accumulatie van PFAS in de bodem (Vangheluwe & Koivisto, 2023) en is ook in Dalmijn et al. (2025) gebruik gemaakt van atmosferische dispersie modellering in combinatie met metingen.

Verder zijn er verschillende studies waarin machine learning techieken worden gebruikt om PFAS-concentraties in grondwater (Zeng et al., 2025), oppervlaktewater (Breitmeyer et al., 2024; Zhao et al., 2025), of biota (DeLuca et al., 2023) te voorspellen, in kaart te brengen en de risico's in te schatten. Deze studies gebruikten verschillende technieken zoals Random Forest (RF) (DeLuca et al., 2023; Zeng et al., 2025), Extreme Gradient Boosting (XGB) (Zeng et al., 2025; Zhao et al., 2025), convolutional neural network (CNN) (Breitmeyer et al., 2024) en Gradient Boosting Decision Tree (GBDT) (Zeng et al., 2025). Dit zijn allemaal statistische modellen die de relatie tussen allerlei verschillende factoren en PFAS-concentraties leren en daarmee voorspellingen kunnen doen. In de studie van Zeng et al. (2025) is met behulp van PFAS-data van 52 locaties in de Pearl River Delta (China) de PFAS-concentratie voorspeld met 3 verschillende modellen (RF, GBDT, XGB). Al de modellen waren goed in staat om de observaties te modelleren en voor deze kleine dataset bleek RF de meeste robuuste methode te zijn om uitbijters te behandelen. De belangrijkste factoren bleken hier industrieel land, DOC, putdiepte en bodemverzadiging te zijn, terwijl dit bijvoorbeeld bij Breitmeyer et al. (2024) industrieel en stedelijk landgebruik, neerslagintensiteit, geologie en landbouwfactoren betrof. Deze methode is mogelijk bij weinig data (bijvoorbeeld 45 en 52 locaties in DeLuca et al. (2023) en Zeng et al. (2025), respectievelijk) nuttig om in te zetten om een beter dekkend ruimtelijk beeld te krijgen op één tijdstip. Om dit in te zetten voor historische reconstructie zijn historische data nodig en moet per tijdstip op verschillende locaties PFAS-data beschikbaar zijn.

Dit geldt ook voor een studie in de Verenigde Staten waarin statistische modellering is toegepast (namelijk Inhomogeneous Poisson Process) om een landelijk beeld van PFOA- en PFOS-risico's in grondwater te construeren (Park et al., 2024). Hiervoor is gebruik gemaakt van 8910 datapunten en verschillende covariates, namelijk afstanden tot mogelijke PFAS-bronnen, neerslag, bevolkingsdichtheid en het mediane inkomen per postcode.

Ten slotte is in een recente studie een GIS-methode gebruikt om de risico's van PFAS-vervuiling in grondwater in Zuid-Afrika in kaart te brengen (Vis & Chow, 2025). Dit is gedaan met de DRASTIL-methode waarin diepte tot grondwater, grondwateraanvulling, aquifereigenschappen, bodemeigenschappen, topografie, impact op de onverzadigde zone en landgebruik meegenomen worden met weights en ratings om zo tot een risicoscore van grondwater voor PFAS-vervuiling te komen. De parameters zijn gekalibreerd met gemeten PFAS-concentraties in oppervlaktewater en grondwater.

3.4 Methoden om toekomstige PFAS-belasting in te schatten

Om een inschatting te maken van toekomstige PFAS-belasting op basis van huidige en historische PFAS-belasting, zijn er verschillende mogelijkheden.

Voor (oever)grondwaterwinningen kan het historische beeld van PFAS-belasting aan het maaiveld, in oppervlaktewater, in de bodem en in waarnemingsputten vergeleken worden met reistijden naar de winningen en leeftijden van het water in de winputten. Dit kan een indicatie geven voor de timing van de piekconcentraties PFAS in de winputten. Zo is bij de Utrechtse Heuvelrug in twee monitoringsputten in 2011 en 2021 PFAS gemeten (Sadia et al., 2023). In combinatie met kennis van stroombanen en reistijden kon aan de hand daarvan worden verwacht dat PFAS naar het winveld migreert en er dus een toekomstig risico bestaat.

Voor oppervlaktewaterwinningen kunnen historische trends indicaties geven voor de toekomst. Informatie over vroegere, huidige en mogelijke toekomstige veranderingen in wetgeving kunnen belangrijke informatie geven om trends zorgvuldig en geïnformeerd te extrapoleren, rekening houdend met de vele onzekerheden die hiermee gepaard gaan. Ook scenario's voor de debieten van het oppervlaktewater zijn daarin van belang, omdat de concentratie een product is van de vracht en debiet. Een toekomstbeeld van PFAS-concentraties in oppervlaktewater kan vervolgens als input dienen voor toekomstige PFAS-concentraties in (oever)grondwater.

Hierbij kan voor bekende puntbronnen informatie van de (emissie)geschiedenis en mogelijke veranderingen in bedrijfsvoering inzicht geven in verwachtte toekomstige trends wat betreft PFAS-belasting aan het maaiveld of in het oppervlaktewater. Dit kan vervolgens met verblijf- of reistijden en stofspecifieke retardatiefactoren doorgerekend worden naar PFAS-concentraties in het grondwater.

Zoals reeds beschreven, heeft Oasen voor haar oevergrondwaterwinningen een historische reconstructie gemaakt van PFAS-concentraties in het oppervlaktewater (Nauta & Roelandse, 2016). Die is vervolgens gebruikt om, met (gemiddelde) verblijftijden het concentratieverloop in het ruwwater te bepalen tot 2050. Deze methode is geschikt voor oevergrondwaterwinningen waar putten met verschillende verblijftijden aanwezig zijn.

In de studie van Zhu et al. (2024) zijn (toekomst)projecties van emissies (gebaseerd op bruto binnenlands product en bevolkingsdichtheid) en milieuparameters gebruikt om PFOA- en PFOS-concentraties tot 2050 in de rivier de Elbe bepalen. Dit is gedaan met behulp van een multimedia fugacity model, waarin onderscheid gemaakt wordt tussen verschillende compartimenten zoals lucht, water en bodem. Op basis daarvan worden met een ARIMA-model (autoregressive integrated moving average) concentraties doorgerekend naar de verschillende compartimenten. De emissieprojecties dienen als input voor het model. In deze studie zijn de resultaten doorgetrokken naar gezondheidsrisico's. Deze bleken tot 2050 voor PFOS in vis beperkt te zijn en in andere media (bodem, oppervlaktewater, lucht) niet aanwezig te zijn in deze studie.

In Jensen et al. (2024) zijn toekomstige PFAS-concentraties in grondwater dicht bij een PFAS-productiefabriek, dat naar een rivier stroomt, gemodelleerd met een convolutie-benadering waarin een signaal door een lineair systeem kan worden gevolgd. Hierbij is gebruik gemaakt van grondwatermonsters, waarbij zowel PFAS-concentraties als leeftijd (met 3H/3He en sulfor hexafluoride, SF6) zijn geanalyseerd, PFAS atmosferische depositie data beschikbaar

was en de geschiedenis van PFAS-emissies van een puntbron is meegenomen, inclusief een verplichte 99% vermindering van GenX emissies vanaf 2020 ten opzichte van 2017. Vanaf 2021 tot 2100 wordt uitgegaan van een constante PFAS-emissie van 32,2 ng/L. Zo kon een inschatting gemaakt worden van de toekomstige PFAS-uitspoeling naar het oppervlaktewater.

4 Discussie

Uit paragraaf 3.1 is naar voren gekomen dat er verschillende methoden geschikt kunnen zijn om historische PFAS-belasting in oppervlaktewater en aan het maaiveld te reconstrueren. Ook is uit paragraaf 3.1-3.2 naar voren gekomen dat er verschillende data al beschikbaar is, maar heel veel ook nog niet. Uit paragraaf 3.3-3.4 zijn daarnaast verschillen manieren gevonden om de data te gebruiken om een landelijk beeld te schetsen en om toekomstvoorspellingen te doen wat betreft PFAS-belasting. In dit hoofdstuk wordt gereflecteerd op deze resultaten door het toe te passen op de situatie van Nederland. Hierbij worden de mogelijkheden en mogelijke obstakels voor historische reconstructie en het construeren van een toekomstbeeld geschetst.

4.1 Reflectie op mogelijkheden voor reconstructie historische PFAS-belasting

Onbruikbare methoden
Verschillende methoden zoals beschreven in paragraaf 3.1, zijn onbruikbaar voor historische reconstructie van PFAS-belasting in Nederland. Zo is het niet mogelijk om sneeuw- en/of ijskernen te gebruiken, vanwege het gebrek aan consistent accumulerende sneeuw of ijs in Nederland. Daarnaast is geconserveerd voedsel/drank onbruikbaar vanwege de beperkte aanwezigheid van wijnbouw in Nederland en de onwaarschijnlijkheid van beschikbaarheid van data voor ander voedsel/drank. Bij het gebruik van bloedmonsters zitten de moeilijkheden met name in de beschikbaarheid van data en de uitdaging om de PFAS-concentraties ruimtelijk te kunnen lokaliseren. Ten slotte worden de surface sedimentsals onbruikbare methode aangeduid wegens het gebrek aan (historische) monsters in Nederland.

PFAS-belasting in oppervlaktewater
Directe PFAS-metingen in het oppervlaktewater zijn landelijk aanwezig, maar lijken op zichzelf te beperkt in temporele beschikbaarheid (eerste metingen in 2006 en met name vanaf 2019 veel metingen), detectielimiet, aantal gemeten PFAS en betrouwbaarheid (vooral bij de RIWA-Rijn dataset tussen 2011 en 2016), zoals uitgelicht in paragraaf 0. Ook bij Waternet is sinds 2006 gemeten. Wat betreft PFAS-metingen in oppervlaktewater van de overige drinkwaterbedrijven is het nog onduidelijk tot wanneer deze data teruggaan. Ook de biota-metingen, die vanaf 2014/2015 beschikbaar zijn, lijken te beperkt voor een historische reconstructie. Hoewel dit wellicht weinig datapunten zijn, bleek al eerder dat het mogelijk kan zijn om met machine learning modellen toch PFAS-concentraties op grote schaal en/of met grotere ruimtelijke resolutie te voorspellen. Dit zou voor verschillende periodes gedaan kunnen worden zodat op hoge temporele en ruimtelijke resolutie een beeld geschetst kan worden van de PFAS-belasting in Nederlandse oppervlaktewateren sinds maximaal 2006.

Een andere methode om PFAS-belasting in het oppervlaktewater te reconstrueren, is het terugrekenen van PFAS-concentraties in oppervlaktewater uit PFAS-metingen in oevergrondwaterwinningen waar de reis- of verblijftijden en de hoeveelheid water (percentueel) afkomstig uit het oppervlaktewater bekend zijn (Nauta & Roelandse, 2016). In Nederland waren er 14 oevergrondwaterwinningen in 2022, waarvan 9 van Oasen, 4 van Vitens en 1 van WML (Geudens & Kramer, 2022). In de studie van Oasen is een reconstructie gemaakt van de PFOA-concentraties in 5 van deze winningen, namelijk de winningen die beïnvloed konden zijn door Chemours (Nauta & Roelandse, 2016). In de overige zuiveringen waren de PFOA-concentraties aanzienlijk lager. Potentieel kunnen dezelfde analyses voor andere PFAS en in de overige winningen waardevolle informatie bieden. Zo zou ook de historische PFAS-belasting van andere rivieren zoals de IJssel en Vecht beter in beeld kunnen worden gebracht. Vereisten zijn dat de verschillende putten op voldoende variërende reistijden gelegen zijn van het oppervlaktewater en dat voldoende bekend is hoeveel van het water in de winputten afkomstig is van het oppervlaktewater en wat de bijdrage is van

grondwater. Wanneer er al PFAS-metingen zijn gedaan in de putten, zijn er voor deze methode geen nieuwe data nodig. Indien dit niet het geval is, zijn er moeten nieuwe PFAS-metingen worden gedaan in deze putten.

Een andere methode om historische PFAS-belasting van het oppervlaktewater in beeld te brengen, is door het nemen van sedimentkernen. Aangezien er geen sedimentkernen in Nederland beschikbaar zijn, zouden nieuwe kernen moeten worden genomen. Dit kost meer (financiële) inspanning dan slechts het meten van PFAS-concentraties. Daarom is het belangrijk een geschikte plek te kiezen waar de PFAS, ^{137}Cs en ^{210}Pb signalen niet of nauwelijks verstoord zijn door erosie, de mobiliteit van PFAS in het sediment minimaal is en waar de reconstructie van de PFAS-belasting waardevolle informatie geeft. Bij meerdere kernen moet ook nagedacht worden over verspreiding van de kernen over Nederland. Zo kan gekozen worden voor rivieren of delen van rivieren waar de data nog het meest schaars is, zoals in de Maas, of er kan voor stilstaand water zoals grachten worden gekozen, waar de PFAS-belasting eerder indicatief is voor atmosferische PFAS-depositie aan het maaiveld (Walraven et al., 2014). Mogelijke bijkomende moeilijkheid voor het kiezen van de locaties is dat deze wateren vaak gebaggerd worden. Voorkeur zou dan uitgaan naar regio's waar nog de minste data beschikbaar zijn, zoals het oosten en noorden van het land.

PFAS-belasting aan het maaiveld

Voor het reconstrueren van de historische PFAS-belasting aan het maaiveld zijn er, naast de hierboven genoemde sedimentkernenmethode, een aantal andere mogelijkheden.

Meer directe methoden zijn depositiemetingen uit lucht en regenwater (paragraaf 3.1.7). Er is echter weinig historische data beschikbaar. De schaarse huidige en recent historische PFAS-depositiemetingen zijn naar verwachting niet genoeg voor het construeren van een landelijk beeld van de huidige en recent historische PFAS-belasting. Wel zijn er momenteel projecten waaruit data gaat komen. Er kan daarom ingezet worden op het construeren hiervan om andere data te kalibreren en/of valideren. Eventueel zou er dan een meetcampagne moeten worden gestart. Dit kan een grote (financiële) inspanning betekenen.

Met grondwater- en bodemmonsters kan PFAS-belasting aan het maaiveld teruggerekend worden, rekening houdend met retardatie. Datapunten van grondwater met zowel PFAS als leeftijd zijn met name te vinden in Brabant, Limburg en in beperkte mate in de duinen (paragraaf 3.2). Om een landsdekkend beeld te creëren zou dit uitgebreid moeten worden met andere putten. Dat kunnen ook putten in de duinen zijn die historisch infiltratiewater bevatten, wat tot een reconstructie van het oppervlaktewater zou kunnen leiden. De minst (financieel) intensieve methode is om de monitoringsfilters in de intrekgebieden van twee grondwaterwinningen, Holten en Oostrum waar het grondwater al gedateerd is (paragraaf 3.1.3), te analyseren op PFAS. Dit is echter niet genoeg om een landsdekkend beeld te construeren. Daarvoor zouden er met name in het noorden, oosten en midden van het land, waar grondwaterwinningen zijn, nieuwe dateringen en mogelijk PFAS-analyses moeten worden uitgevoerd. Dateringen zijn echter (financieel) intensiever dan PFAS-analyses.

Wat betreft de bodemmonsters zijn er de laatste jaren, sinds ongeveer 2020, verschillende landelijke meetcampagnes geweest. Om deze PFAS-concentraties te linken aan een bepaalde emissieperiode zullen deze modelmatig moeten worden teruggerekend, rekening houden met bodem- en PFAS-eigenschappen. Hiervoor is dus geen nieuwe data, maar wel intensief modelleerwerk nodig. Bovendien kunnen er diverse restricties zijn aan het gebruik van deze methode, zoals de ongeschiktheid op veenbodems (Dreyer et al., 2012) en de onnauwkeurigheid van data (zoals in Wintersen et al. (2020b) waar één van de twee bemonsterde dieptes tussen 50 en 100 centimeter is). Dit maakt dat het gebruik van grondwatermonsters meer potentie heeft.

Hulpgegevens

Verwacht wordt dat de emissiegeschiedenis van puntbronnen slechts zeer beperkt bekend is. Daarnaast wordt verwacht dat het lastig is om, wanneer er gegevens zijn, deze te ontvangen. Daarentegen wordt verwacht dat het

relatief eenvoudig is om de (historische) wetgeving te achterhalen, waarmee de resultaten kunnen worden vergeleken.

Prioriteiten

De mogelijkheden zoals hierboven bediscussieerd zijn samengevat in Tabel 1. Hierbij is onderscheid gemaakt tussen reconstructie van PFAS-belasting van het oppervlaktewateren van het maaiveld. Voor elke van de monstertypes geldt dat vanuit de beschikbare data een landelijk beeld kan worden geconstrueerd met behulp van machine learning modellen. Deze beelden kunnen met elkaar worden vergeleken om een integraal beeld te ontwikkelen.

Tabel 1. Mogelijkheden voor reconstructie historische PFAS-belasting in Nederland.

Type data	Nieuwe data nodig	(Financiële) inspanning	Waarde
Reconstructie oppervlaktewater			
Oevergrondwater	Mogelijk PFAS-analyses en/of datering	±	++
Oppervlaktewater	Nee	++	±
Biota	Nee	++	-
Sedimentkern	Ja	--	++
Reconstructie maaiveld			
Gedateerd grondwater	Mogelijk PFAS-analyses	+	++
Ongedateerd grondwater	Ja (datering en mogelijk PFAS-analyses)	-	++
Bodem	Mogelijk	+	+
Depositie (lucht/neerslag)	Ja	-	±
Hulpgegevens			
Emissiegegevens puntbronnen	Ja	-	-
Wetgeving	Ja	+	-

4.2 Hoe kan deze reconstructie bijdragen aan inschatten toekomstige PFAS-belasting?

Voor het doortrekken van historische gegevens naar de toekomst zijn er verschillende mogelijkheden, zoals beschreven in paragraaf 3.4. Reconstructie op basis van (oever)grondwater leent zich met name voor toekomstverkenningen vanwege de retardatie en reistijden. Daarnaast kunnen de wetgeving en emissiegegevens, en gegevens zoals bruto binnenlands product en bevolkingsdichtheid worden gebruikt om toekomstige emissies te schatten. De doorwerking daarvan in de verschillende compartimenten kan worden ingeschat op basis van vergelijking met historische gegevens en modellen.

4.3 Algemene discussiepunten

In veel studies wordt gekeken naar een aantal specifieke PFAS, zoals PFOA en PFOS. Ook zijn de beschikbare data vaak beperkt in de hoeveelheid verschillende PFAS die zijn geanalyseerd. Bij nieuwe PFAS-analyses zal daarom moeten worden bedacht welke PFAS worden geanalyseerd. Bij voorkeur zal dit om zoveel mogelijk PFAS gaan, minstens 40 verschillende PFAS.

Om een beeld te krijgen van totale PFAS kan daarnaast de Total Oxidizable Precursor (TOP) methode worden gebruikt. Hierin worden met oxidatie PFAS-precursoren in stabiele, detecteerbare PFAS omgevormd (Asharuddin et al., 2026). Ook met deze methode zullen er echter verschillende PFAS blijven die niet gedetecteerd kunnen worden, omdat niet alle PFAS-oxidatie ondergaan tot meetbare PFAS. Daarom wordt verwacht dat resultaten van TOP huidige en toekomstige PFAS-belasting in grond- en oppervlaktewater kunnen onderschatten (Ackerman Grunfeld et al., 2024). Hier zal in de analyses rekening mee moeten worden gehouden.

5 Conclusies en aanbevelingen

Dit rapport geeft een overzicht van de methoden, achtergronden en mogelijkheden om reconstructie te maken van historische PFAS-belasting van grond- en oppervlaktewater. Dit soort reconstructies kunnen als uitgangspunt dienen om het transport richting drinkwaterproductie locaties te voorspellen. De methoden zijn beoordeeld op geschiktheid om in Nederland toe te passen. Metingen van PFAS-concentraties in grondwater op locaties waar ook de reistijd van bekend is lijkt een geschikte methode te zijn om in Nederlands historische reconstructies te maken. Dit geldt voor zowel oeverinfiltratiewinningen als grondwaterwinningen. Voor oeverinfiltratiewinning kan gebruik worden gemaakt van meetraaien met waarnemingsputten en pompputten met een variatie in reistijden van het grondwater. Voor grondwaterwinningen gaat het vooral om waarnemingsputten. De reistijd van het grondwater kan met leeftijddatering of met modelberekeningen worden bepaald. Datering heeft de voorkeur. Bij het transport van PFAS door de ondergrond moet rekening worden gehouden met het stofspecifieke adsorptiegedrag.

Indien er verbeterde voorspellingen kunnen worden gemaakt voor PFAS-compositie en concentraties door de tijd gekoppeld aan transport gedrag, kunnen waterberdrijven beslissingen nemen over de inzet van (eventueel tijdelijke) extra zuiveringsstappen om PFAS uit het water te verwijderen en of andere praktische handelingsperspectieven implementeren.

5.1 Aanbevelingen

Voor vervolgonderzoek wordt aanbevolen om dit in eerste instantie te richten op het ‘laaghangend fruit’. Dit betreft dan in eerste instantie het uitvoeren van PFAS-analyses op grondwatermonsters uit gedateerde peilfilters van bijvoorbeeld de (voormalige) grondwaterwinningen Holten en Oostrum. Rond deze winningen staan waarnemingsputten die wel zijn gedateerd, maar waarin nog geen PFAS-analyses zijn uitgevoerd. Samen met de gedateerde grondwatermonsters waarop al PFAS-metingen zijn uitgevoerd levert dit een complete dataset van grondwatermonsters waarbij zowel de PFAS-concentratie bekend is. Een tweede soort ‘laaghangend fruit’ zijn de PFAS-metingen in de pompputten en waarnemingsfilters van oevergrondwaterwinningen. Er zijn winningen waarbij de leeftijd van het geïnfiltreerde rivierwaterwater en de bijmenging van natuurlijk grondwater bekend is uit modelberekeningen en hierbij een duidelijke spreiding aanwezig is. Met behulp van deze datasets kan onderzocht worden:

- Welke verschuiving in PFAS-compositie is er in leeftijdsbepaalde meetputten?
- Passen deze verschuivingen met het beeld in de huidige inzichten voor gedrag PFAS in bodem?
- Wat betekent dit als de trend wordt doorzet in tijd?
- Kunnen leeftijdsbepaling, PFAS-metingen en grondwater/oppervlaktewater menging/verdunning ingezet worden om effecten bij grondwaterwinningen en oeverfiltratie te duiden.
- Kan hiermee teruggekeken worden in het verleden en ontwikkelingen in concentraties doorvertaald naar de toekomst?

6 Literatuur

Ackerman Grunfeld, D., Gilbert, D., Hou, J., Jones, A. M., Lee, M. J., Kibbey, T. C., & O'Carroll, D. M. (2024). Underestimated burden of per-and polyfluoroalkyl substances in global surface waters and groundwaters. *Nature Geoscience*, *17*(4), 340-346.

Ahrens, L., Yamashita, N., Yeung, L. W., Taniyasu, S., Horii, Y., Lam, P. K., & Ebinghaus, R. (2009). Partitioning behavior of per-and polyfluoroalkyl compounds between pore water and sediment in two sediment cores from Tokyo Bay, Japan. *Environmental science & technology*, *43*(18), 6969-6975.

Amato, E., Hoondert, R. P. J., Béen, F. M., & ter Laak, T. L. (2023a). *Statistische analyse PFAS-concentraties in de Maas* (KWR 2023.003). https://library.kwrwater.nl/publication/69663926/statistische-analyse-pfasconcentraties-in-de-maas/

Amato, E. D., Béen, F. M., & Vughs, D. M. (2023b). *PFAS in sea-spray aerosols* (BTO 2023.047). https://livelink.kwrwater.nl/livelink/livelink.exe/Open/70614665

Amato, E. D., Hockin, A. E., & van Leeuwen, J. A. (2024). *Assessment of PFAS deposition in two drinking water production sites* (BTO 2024.085). https://livelink.kwrwater.nl/livelink/livelink.exe/Open/72241644

Arcadis. (2023). *Grondwaterkwaliteit Nederland 2021-2022* (Projectnummer 30170360).

Arcadis. (2025). *Grondwaterkwaliteit Nederland 2024; Platform Meetnetbeheerders Grondwaterkwaliteit* (Arcadis rapport 3 oktober 2025).

Asharuddin, S. M., Othman, N., Al-Gheethi, A., Noman, A. E., Alsubhi, L. M., Mahdi, A. A., Al-Ansi, W., Hassan, A., Talib, M. K., & Supramanium, S. (2026). Recent Advancement and Understanding on the "Forever Chemicals", PFAS in Drinking Water. *Water, Air, & Soil Pollution*, *237*(2), 66.

AT Osborne. (2023). *Inventarisatie vergunde PFAS emissies in Nederland*.

Bil, W., McKeon, H. P., Chen, G., Sam, M. L. S. P., Grift, I. D., Van der Klis, F. R. M., Vos, E. R. A., Schipper, M., De Wit-Bos, L., Mengelers, M., Bokkers, B. G. H., & Nederlof, R. (2025). *PFAS in bloed van de Nederlandse bevolking* (RIVM-briefrapport 2025-0094).

Blomberg, A. J., Lindh, C., Pineda, D., Fletcher, T., Jakobsson, K., & Nielsen, C. (2025). Estimating historical PFAS exposures in Ronneby, Sweden using biobanked dried blood spots from newborns. *Environmental Research*, *275*, 121397.

Breitmeyer, S. E., Williams, A. M., Conlon, M. D., Wertz, T. A., Heflin, B. C., Shull, D. R., & Duris, J. W. (2024). Predicted potential for aquatic exposure effects of per-and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in Pennsylvania's statewide network of streams. *Toxics*, *12*(12), 921.

Broers, H. P., Kivit, T., Dijkstra, J., & Van Vliet, M. (2025). *Sinds wanneer spoelen PFAS uit naar het grondwater en hoe snel gaat dat dan? De invloed van retardatie op PFAS transport in de ondergrond* (TNO 2025 R11285).

Broers, H. P., Kivits, T., Sültenfuß, J., Ten Harkel, M., & van Vliet, M. (2024). Mobility and persistence of pesticides and emerging contaminants in age-dated and redox-classified groundwater under a range of land use types. *Science of the Total Environment*, *954*, 176344.

Broers, H. P., Sültenfuß, J., Aeschbach, W., Kersting, A., Menkovich, A., de Weert, J., & Castelijns, J. (2021). Paleoclimate signals and groundwater age distributions from 39 public water works in the Netherlands; insights from noble gases and carbon, hydrogen and oxygen isotope tracers. *Water Resources Research*, *57*(7), e2020WR029058.

Brunschwiler, N. (2023). *Tracing sources of diffuse PFAS contamination in soil near a waste incineration plant*.

Brusseau, M. L. (2018). Assessing the potential contributions of additional retention processes to PFAS retardation in the subsurface. *Science of the Total Environment*, *613*, 176-185.

Burtscher-Schaden, H., Langemann, S., Lyssimachou, A., & Roynel, S. (2025). *Message from the bottle: The Rapid Rise of TFA Contamination Across the EU*. https://www.pan-europe.info/sites/pan-europe.info/files/public/resources/reports/Message%20from%20the%20bottle_TFA%20in%20wine%20_23042025.pdf

Carlson, G. L., & Andersen, M. (2025). Tracking environmental contamination from multiple sources of per-and polyfluoroalkyl substances. *Environmental Research*, *276*, 121470.

Charbonnet, J. A., Rodowa, A. E., Joseph, N. T., Guelfo, J. L., Field, J. A., Jones, G. D., Higgins, C. P., Helbling, D. E., & Houtz, E. F. (2021). Environmental source tracking of per-and polyfluoroalkyl substances within a forensic context: current and future techniques. *Environmental science & technology*, *55*(11), 7237-7245.

Codling, G., Hosseini, S., Corcoran, M. B., Bonina, S., Lin, T., Li, A., Sturchio, N. C., Rockne, K. J., Ji, K., & Peng, H. (2018). Current and historical concentrations of poly and perfluorinated compounds in sediments of the northern Great Lakes–Superior, Huron, and Michigan. *Environmental Pollution*, *236*, 373-381.

Coffin, E. S., Vitale, D. S., Henry, M. A., Cassidy, D. P., & Reeves, D. M. (2026). PFAS uptake and xylem storage in trees along an aqueous film-forming foam contaminated groundwater flow path. *Science of the Total Environment*, *1012*, 181249.

Dalmijn, J., Shafer, J. J., Benskin, J. P., Salter, M. E., Johansson, J. H., & Cousins, I. T. (2025). HFPO-DA and Other PFAS in Air Downwind of a Fluoropolymer Production Plant in the Netherlands: Measurements and Modeling. *Environmental science & technology*, *59*(17), 8662-8672.

de la Loma González, B., Raat, K. J., Puijker, L., & Vughs, D. (2013a). *Occurrence and fate of (emerging) organic substances in the Ouddorp artificial recharge system* (BTO 2013.234(s)).

de la Loma González, B., Raat, K. J., Puijker, L., & Vughs, D. (2013b). *Occurrence and fate of (emerging) organic substances in the Scheveningen artificial recharge system* (BTO 2013.233(s)).

DeLuca, N. M., Mullikin, A., Brumm, P., Rappold, A. G., & Cohen Hubal, E. (2023). Using geospatial data and random forest to predict PFAS contamination in fish tissue in the Columbia river basin, United States. *Environmental science & technology*, *57*(37), 14024-14035.

Derksen, A. (2024). *PFAS in effluent van rwzi's: Resultaten van een meetcampagne bij alle rwzi's binnen het beheergebied van waterschap Scheldestromen*. https://scheldestromen.nl/sites/default/files/2024-05/Bijlage%202%20PFAS%20in%20rwzi%27s%20Scheldestromen_eindrapport_def.pdf

Derksen, A., & Baltussen, J. (2021). *PFAS in Influent, Effluent en Zuiveringsslib: Resultaten van een Meetcampagne op Acht RWZI's* (STOWA 2021-46). https://www.stowa.nl/sites/default/files/assets/PUBLICATIES/Publicaties%202021/STOWA%202021-46%20PFAS.pdf

Dreyer, A., Matthias, V., Weinberg, I., & Ebinghaus, R. (2010). Wet deposition of poly-and perfluorinated compounds in Northern Germany. *Environmental Pollution*, *158*(5), 1221-1227.

Dreyer, A., Thuens, S., Kirchgeorg, T., & Radke, M. (2012). Ombrotrophic peat bogs are not suited as natural archives to investigate the historical atmospheric deposition of perfluoroalkyl substances. *Environmental science & technology*, *46*(14), 7512-7519.

Dudášová, S., Berger, U., Seiwert, B., Reemtsma, T., Lechtenfeld, O. J., & Fu, Q. (2025). Retrospective Identification of Novel and Legacy Per-and Polyfluoroalkyl Substances in German Archived Fish Livers Using a Combined High-Resolution Mass Spectrometry Approach. *Environmental science & technology*.

Foucher, A., Chaboche, P.-A., Sabatier, P., & Evrard, O. (2021). A worldwide meta-analysis (1977–2020) of sediment core dating using fallout radionuclides including 137 Cs and 210 Pb xs. *Earth System Science Data Discussions*, *2021*, 1-61.

Freeling, F., & de Orduña Heidinger, R. M. (2025). Tracking Trifluoroacetate (TFA) through Time: A 78-Year Record from Archived Wines.

Galloway, J. E., Moreno, A. V., Lindstrom, A. B., Strynar, M. J., Newton, S., May, A. A., & Weavers, L. K. (2020). Evidence of air dispersion: HFPO–DA and PFOA in Ohio and West Virginia surface water and soil near a fluoropolymer production facility. *Environmental science & technology*, *54*(12), 7175-7184.

Gao, Y., Yang, C., Feng, G., Zhang, B.-X., Xu, Z.-Y., Wang, Y., Tleubergenova, A., Zhang, Y., & Meng, X.-Z. (2025). Downward migration of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in lake sediments: Reconsideration of temporal trend analysis. *Journal of Hazardous Materials*, *492*, 138290.

Gawor, A., Shunthirasingham, C., Hayward, S., Lei, Y., Gouin, T., Mmereki, B., Masamba, W., Ruepert, C., Castillo, L., & Shoeib, M. (2014). Neutral polyfluoroalkyl substances in the global atmosphere. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *16*(3), 404-413.

Gerardu, T., Dijkstra, J., Beeltje, H., van Duivenbode, A. v. R., & Griffioen, J. (2023). Accumulation and transport of atmospherically deposited PFOA and PFOS in undisturbed soils downwind from a fluoropolymers factory. *Environmental Advances*, *11*, 100332.

Geudens, P. J. G. G., & Kramer, O. A. A. (2022). *Drinkwaterstatistieken 2022: Van bron tot kraan*. https://www.vewin.nl/wp-content/uploads/2024/06/vewin-drinkwaterstatistieken-2022-nl-web.pdf

Göckener, B., Fliedner, A., Rüdel, H., Badry, A., & Koschorreck, J. (2021). Long-term trends of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in suspended particular matter from German rivers using the direct total oxidizable precursor (dTOP) assay. *Environmental science & technology*, *56*(1), 208-217.

Gomis, M. I., Vestergren, R., MacLeod, M., Mueller, J. F., & Cousins, I. T. (2017). Historical human exposure to perfluoroalkyl acids in the United States and Australia reconstructed from biomonitoring data using population-based pharmacokinetic modelling. *Environment international*, *108*, 92-102.

González, P. C., Sadia, M., Baabish, A., Sobhanei, S., & Fiedler, H. (2021). Air monitoring with passive samplers for perfluoroalkane substances in developing countries (2017–2019). *Chemosphere*, *282*, 131069.

Hofman, J., Berghmans, P., Otten, G., Lefebvre, W., Reis de Carvalho, A., & Jacobs, G. (2023). *Case: Monitoring PFAS schouwemissies uit draaitrommeloven (DTO 2) van Indaver NV: Samenvatting resultaten 2021-2023* (2023/HEALTH/R/2995). https://indaver.com/fileadmin/Indavercom-files/Documents/PFAS/Monitoring_PFAS_schouwemissies_uit_draaitrommeloven_van_Indaver_NV__VITO__aug_2023_.pdf

Jansson, F. (2019). *Occurrence of per-and polyfluorinated alkyl substances (PFAS), including ultra-short-chain compounds. Seasonal variation in rainwater from the Swedish west coast* [Bachelor Thesis, Örebro University].

Jensen, C. R., Genereux, D. P., Solomon, D. K., Knappe, D. R., & Gilmore, T. E. (2024). Forecasting and Hindcasting PFAS Concentrations in Groundwater Discharging to Streams near a PFAS Production Facility. *Environmental science & technology*, *58*(40), 17926-17936.

Johnson, G. R., Brusseau, M. L., Carroll, K. C., Tick, G. R., & Duncan, C. M. (2022). Global distributions, source-type dependencies, and concentration ranges of per-and polyfluoroalkyl substances in groundwater. *Science of the Total Environment*, *841*, 156602.

Jonker, M. T. (2024a). Per-and Polyfluoroalkyl Substances in Water (2008–2022) and Fish (2015–2022) in The Netherlands: Spatiotemporal Trends, Fingerprints, Mass Discharges, Sources, and Bioaccumulation Factors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, *43*(5), 965-975.

Jonker, M. T. O. (2021). *Poly- en perfluoralkylstoffen (PFAS) in de Rijkswateren: Concentraties in water en biota tussen 2008 en 2020*. https://open.rijkswaterstaat.nl/@215704/poly-perfluoralkylstoffen-pfas/

Jonker, M. T. O. (2024b). *Poly- en perfluoralkylstoffen (PFAS) in Rijn-, Maas- en drinkwater: Meetwaarden, normen en risicogrenzen*. https://www.ilent.nl/documenten/drinkwater/drinkwater/rapporten/poly-en-perfluoralkylstoffen-pfas-in-rijn-maas-en-drinkwater

Li, H., Zhu, X., Zhang, J., Wang, Z., & Li, R. (2023). Characterizing the long-term occurrence and anthropogenic drivers of per-and polyfluoroalkyl substances in surface water of the Rhine River. *Water Research*, *245*, 120528.

Li, Q., Liu, C., Wang, S., Liu, Y., Ma, X., Li, Y., Li, W., & Wang, X. (2024). Decade-long historical shifts in legacy and emerging per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in surface sediments of China's marginal seas: Ongoing production and ecological risks. *Environmental Research*, *263*, 119978.

Lin, Y., Jiang, J.-J., Rodenburg, L. A., Cai, M., Wu, Z., Ke, H., & Chitsaz, M. (2020). Perfluoroalkyl substances in sediments from the Bering Sea to the western Arctic: Source and pathway analysis. *Environment international*, *139*, 105699.

Mourier, B., Labadie, P., Desmet, M., Grosbois, C., Raux, J., Debret, M., Copard, Y., Pardon, P., Budzinski, H., & Babut, M. (2019). Combined spatial and retrospective analysis of fluoroalkyl chemicals in fluvial sediments reveal changes in levels and patterns over the last 40 years. *Environmental Pollution*, *253*, 1117-1125.

Nauta, A., & Roelandse, A. (2016). *Het effect van de industriële lozing van Chemours op de aanwezigheid van PFOA in (oever)grondwater*. https://www.eerstekamer.nl/overig/20161214/het_effect_van_de_industriele/document

Nešpor, V., & Sevruk, B. (1999). Estimation of wind-induced error of rainfall gauge measurements using a numerical simulation. *Journal of atmospheric and oceanic technology*, *16*(4), 450-464.

Nilsen, E., Muensterman, D., Carini, L., Waite, I., Payne, S., Field, J. A., Peterson, J., Hafley, D., Farrer, D., & Jones, G. D. (2024). Target and suspect per-and polyfluoroalkyl substances in fish from an AFFF-impacted waterway. *Science of the Total Environment*, *906*, 167798.

Olsen, G. W., Huang, H.-Y., Helzlsouer, K. J., Hansen, K. J., Butenhoff, J. L., & Mandel, J. H. (2005). Historical comparison of perfluorooctanesulfonate, perfluorooctanoate, and other fluorochemicals in human blood. *Environmental health perspectives*, *113*(5), 539.

Pancras, T. (2024). *PFAS in sea spray aerosolen en zeeschuim: Conceptueel model*. https://open.overheid.nl/documenten/766b9136-caed-4c16-b857-56fc1358f4b0/file

Paragot, N., Bečanová, J., Karásková, P., Prokeš, R., Klánová, J., Lammel, G., & Degrendele, C. (2020). Multi-year atmospheric concentrations of per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs) at a background site in central Europe. *Environmental Pollution*, *265*, 114851.

Park, B., Kang, H., & Zahasky, C. (2024). Statistical mapping of PFOA and PFOS in groundwater throughout the contiguous United States. *Environmental science & technology*, *58*(44), 19843-19850.

Pelle, J., & van der Grift, B. (2026a). *PFAS-depositieonderzoek rond Smurfit Kappa Parenco* (KWR 2026.014).

Pelle, J., & van der Grift, B. (2026b). *PFAS-depositieonderzoek rond Technoflon Coating Systems* (KWR 2026.015).

Persaud, D., Criscitiello, A. S., Spencer, C., Lehnherr, I., Muir, D. C., De Silva, A. O., & Young, C. J. (2024). A 50 year record for perfluoroalkyl acids in the high arctic: implications for global and local transport. *Environmental Science: Processes & Impacts*, *26*(9), 1543-1555.

Pfotenhauer, D., Sellers, E., Olson, M., Praedel, K., & Shafer, M. (2022). PFAS concentrations and deposition in precipitation: An intensive 5-month study at National Atmospheric Deposition Program–National trends sites (NADP-NTN) across Wisconsin, USA. *Atmospheric Environment*, *291*, 119368.

Provincie Utrecht. (2025). *Onderzoek naar PFAS in regenwater gestart*. https://www.provincie-utrecht.nl/actueel/nieuws/onderzoek-naar-pfas-regenwater-gestart

Rijkswaterstaat. (2023). *PFAS in de Maas*. https://open.rijkswaterstaat.nl/@261811/pfas-maas/#:~:text=Uit%20monitoringsgegevens%20van%20Rijkswaterstaat%20blijkt,en%20metalen%20in%20het%20oppervlaktewater.

Roex, E. W. M. (2025). *PFAS-metingen in rioolwaterzuiveringen: Een vergelijking tussen huishoudelijk en industrieel afvalwater* (RIVM-briefrapport 2025-0015).

Rupp, J., Guckert, M., Berger, U., Fu, Q., Nödler, K., Nürenberg, G., Koschorreck, J., Schulze, J., & Reemtsma, T. (2025). Long term trends of legacy per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS), their substitutes and precursors in archived wildlife samples from the German Environmental Specimen Bank. *Environment international*, 109592.

Sadia, M., Kunz, M., Ter Laak, T., De Jonge, M., Schriks, M., & van Wezel, A. P. (2023). Forever legacies? Profiling historical PFAS contamination and current influence on groundwater used for drinking water. *Science of the Total Environment*, *890*, 164420.

Saini, A., Chinnadurai, S., Schuster, J. K., Eng, A., & Harner, T. (2023). Per-and polyfluoroalkyl substances and volatile methyl siloxanes in global air: Spatial and temporal trends. *Environmental Pollution*, *323*, 121291.

Segers, W. C. J. (2007). *Vóórkomen en gedrag van emerging substances na duininfiltratie* (KWR 07.063).

Shen, A., Lee, S., Ra, K., Suk, D., & Moon, H.-B. (2018). Historical trends of perfluoroalkyl substances (PFASs) in dated sediments from semi-enclosed bays of Korea. *Marine pollution bulletin*, *128*, 287-294.

Simon, P., Ramacher, M. O. P., Hagemann, S., Matthias, V., Joerss, H., & Bieser, J. (2024). POPE: a global gridded emission inventory for PFAS 1950–2020. *Earth System Science Data Discussions*, *2024*, 1-41.

Sjerps, R., Maessen, M., Raterman, B., Ros, S. E. M., ter Laak, T., & Stuyfzand, P. (2017). *Grondwaterkwaliteit Nederland 2015-2016. Chemie grondwatermeetnetten en nulmeting nieuwe stoffen* (KWR 2017.024). https://livelink.kwrwater.nl/livelink/livelink.exe/open/54910776

https://livelink.kwrwater.nl/livelink/livelink.exe/open/54911043

Smithwick, M., Norstrom, R. J., Mabury, S. A., Solomon, K., Evans, T. J., Stirling, I., Taylor, M. K., & Muir, D. C. (2006). Temporal trends of perfluoroalkyl contaminants in polar bears (Ursus maritimus) from two locations in the North American Arctic, 1972− 2002. *Environmental science & technology*, *40*(4), 1139-1143.

Thiebault, T., Labadie, P., Foucher, A., Barbier, J.-S., Alliot, F., Soubise, T., Pardon, P., Budzinski, H., Dhivert, E., & Evrard, O. (2025). Record of trace organic contaminants in a river sediment core: A fingerprint of regulatory changes? *Journal of Environmental Management*, *389*, 126276.

Urban, N., Eisenreich, S., Grigal, D., & Schurr, K. (1990). Mobility and diagenesis of Pb and 210Pb in peat. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *54*(12), 3329-3346.

Van Griensven, J. (2024). *PFAS fingerprinting in Vitens abstraction wells for drinking water supply* Utrecht University].

van Loon, A. H., Pronk, T. E., Raterman, B. W., & Ros, S. E. M. (2020). *Grondwaterkwaliteit Nederland 2020: Anorganische parameters, bestrijdingsmiddelen, farmaceutica en overige verontreinigende stoffen in de grondwatermeetnetten van de provincies* (KWR 2020.067). https://livelink.kwrwater.nl/livelink/livelink.exe/open/61459076

Vangheluwe, M., & Koivisto, J. (2023). *Expert opinie: Karakterisering van historische PFAS emissie in de lucht en bijhorende risico-beoordeling voor Indaver NV.* https://indaver.com/fileadmin/Indavercom-files/Documents/PFAS/Expert_opinie_Karakterisering_van_historische_PFAS_emissies_in_de_lucht_en_risicobeoordeling_voor_INDAVER__ARCHE_dec_2023_.pdf

Vis, C., & Chow, R. (2025). Where is PFAS risk to groundwater highest in South Africa? *Environmental Pollution*, 127489.

Visser, A., Broers, H. P., Purtschert, R., Sültenfuß, J., & de Jonge, M. (2013). Groundwater age distributions at a public drinking water supply well field derived from multiple age tracers (85Kr, 3H/3He, and 39Ar). *Water Resources Research*, *49*(11), 7778-7796.

Wallace, M. A. G., Smeltz, M. G., Mattila, J. M., Liberatore, H. K., Jackson, S. R., Shields, E. P., Xhani, X., Li, E. Y., & Johansson, J. H. (2024). A review of sample collection and analytical methods for detecting per-and polyfluoroalkyl substances in indoor and outdoor air. *Chemosphere*, *358*, 142129.

Walraven, N., Van Os, B., Klaver, G. T., Middelburg, J., & Davies, G. (2014). Reconstruction of historical atmospheric Pb using Dutch urban lake sediments: A Pb isotope study. *Science of the Total Environment*, *484*, 185-195.

Wang, R., Zhang, J., Yang, Y., Chen, C.-E., Zhang, D., & Tang, J. (2022a). Emerging and legacy per-and polyfluoroalkyl substances in the rivers of a typical industrialized province of China: Spatiotemporal variations, mass discharges and ecological risks. *Frontiers in Environmental Science*, *10*, 986719.

Wang, S., Lin, X., Li, Q., Li, Y., Yamazaki, E., Yamashita, N., & Wang, X. (2022b). Particle size distribution, wet deposition and scavenging effect of per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in the atmosphere from a subtropical city of China. *Science of the Total Environment*, *823*, 153528.

Wang, X., Halsall, C., Codling, G., Xie, Z., Xu, B., Zhao, Z., Xue, Y., Ebinghaus, R., & Jones, K. C. (2014). Accumulation of perfluoroalkyl compounds in tibetan mountain snow: temporal patterns from 1980 to 2010. *Environmental science & technology*, *48*(1), 173-181.

Wintersen, A., Claessens, J., Wit, M., van Helvoort, K., Wolters, M., Stoffelsen, B., van Wijnen, H., & van Breemen, P. (2021). *Landsdekkend beeld van PFAS in Nederlands grondwater* (RIVM-briefrapport 2021-0205). https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2021-0205.pdf

Wintersen, A., Osté, L., van der Meiracker, R., van Breemen, P., Roskam, G., & Spijker, J. (2020a). *Verschil in uitloging van PFAS uit grond en bagger* (RIVM briefrapport 2020-0102).

Wintersen, A., Spijker, J., van Breemen, P., & van Wijnen, H. (2020b). *Achtergrondwaarden perfluoralkylstoffen (PFAS) in de Nederlandse landbodem* (RIVM briefrapport 2020-0100).

Wong, F., Shoeib, M., Katsoyiannis, A., Eckhardt, S., Stohl, A., Bohlin-Nizzetto, P., Li, H., Fellin, P., Su, Y., & Hung, H. (2018). Assessing temporal trends and source regions of per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in air under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). *Atmospheric Environment*, *172*, 65-73.

Yamazaki, E., Lalwani, D., Thaker, P., Taniyasu, S., Hanari, N., Kumar, N. J., & Yamashita, N. (2025). Historical reconstruction of PFAS discharge into the Cooum River–Before and after the great Chennai flood in 2015. *Chemosphere*, *371*, 144068.

Yang, H., Liang, Y., Tian, S., Li, X., & Liu, Y. (2025). Perfluorinated and Polyfluoroalkyl Compounds in the Atmosphere: A Review. *Atmosphere*, *16*(9), 1070.

Zeng, J., Liu, K., Weng, C.-H., Yan, C., Wang, X., Lin, X., Liu, N., & Qiu, J. (2025). Predicting the Fate and Source of Groundwater PFAS in the Pearl River Delta Region Based on Machine Learning. *Environmental science & technology*, *59*(37), 19978-19991.

Zenobio, J. E., Nzeribe, B. N., Hilyard, M., & DiGuiseppi, B. (2025). Deciphering PFAS in Rainwater: Sources, Distribution, and Environmental Impact. *Remediation Journal*, *35*(4), e70029.

Zhang, J., Xie, Y., Zhang, J., Ye, M., Diao, J., Wang, J., Sun, Q., & Wang, T. (2024). Perfluoroalkyl substances in the environment and biota from the coasts of the South China Sea: profiles, sources, and potential risks. *Frontiers in Environmental Science*, *12*, 1380232.

Zhang, Y.-C., Slomp, C. P., Broers, H. P., Bostick, B., Passier, H. F., Böttcher, M. E., Omoregie, E. O., Lloyd, J. R., Polya, D. A., & Van Cappellen, P. (2012). Isotopic and microbiological signatures of pyrite-driven denitrification in a sandy aquifer. *Chemical Geology*, *300*, 123-132.

Zhang, Y.-C., Slomp, C. P., Broers, H. P., Passier, H. F., & Van Cappellen, P. (2009). Denitrification coupled to pyrite oxidation and changes in groundwater quality in a shallow sandy aquifer. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *73*(22), 6716-6726.

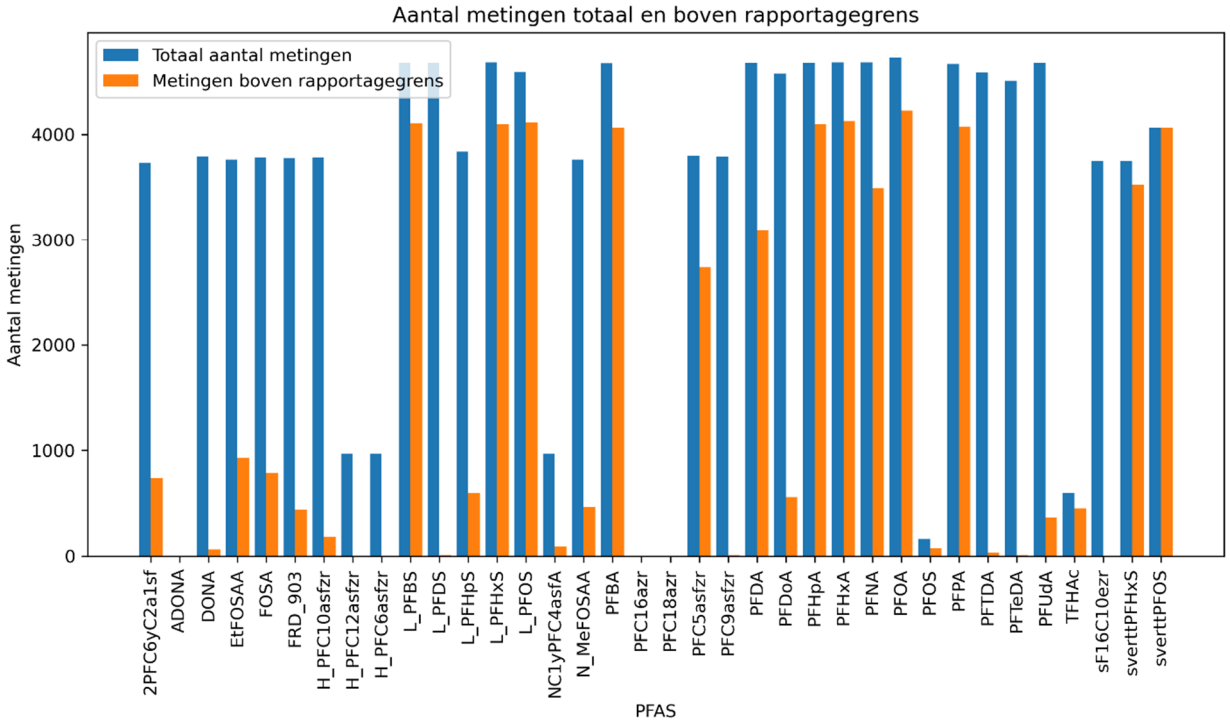
Zhao, L., Chen, J., Wen, J., Li, Y., Zhang, Y., Wu, Q., & Yu, G. (2025). Unveiling PFAS hazard in European surface waters using an interpretable machine-learning model. *Environment international*, 109504.

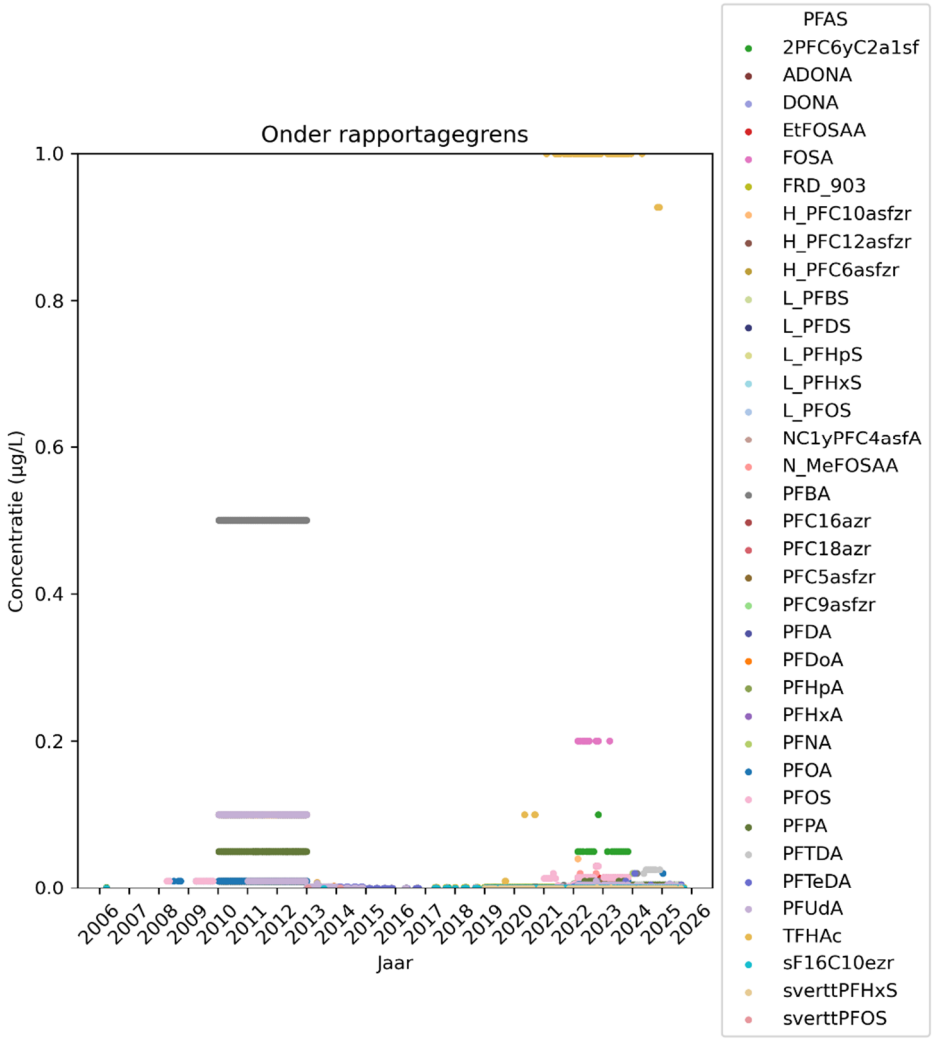
Zhou, L., Anderson, E. M., Harari, F., Fletcher, T., Nielsen, C., Blomberg, A. J., Jakobsson, K., Xu, Y., & Li, Y. (2025). Exposure to high levels of perfluoroalkyl substances through drinking water and risk of cardiovascular morbidity and mortality in a Swedish register-based study. *Environmental Research*, 122765.

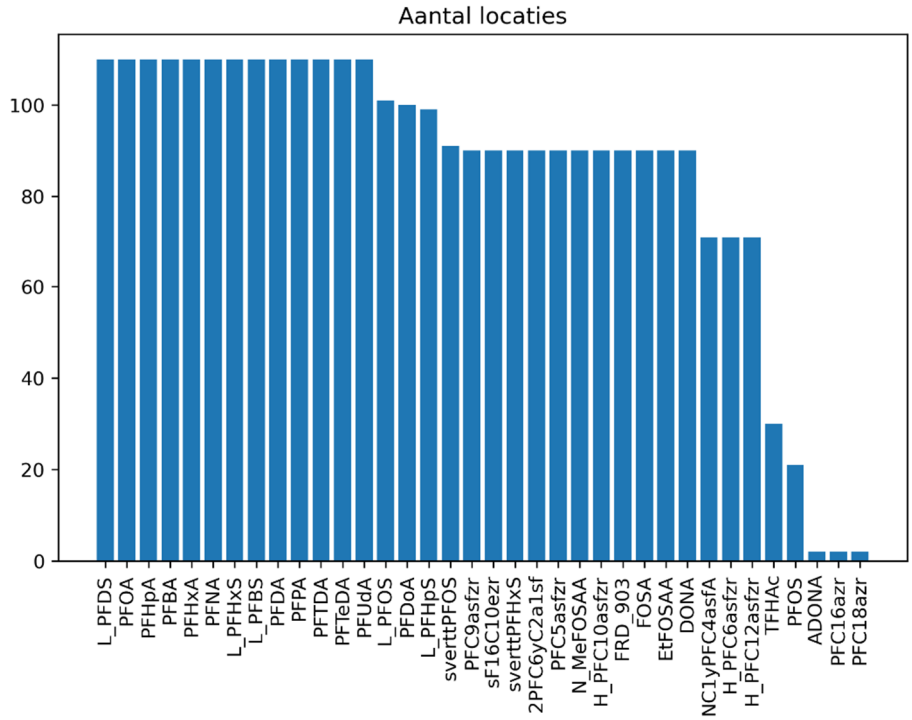
Zhu, X., Li, H., Luo, Y., Li, Y., Zhang, J., Wang, Z., Yang, W., & Li, R. (2024). Evaluation and prediction of anthropogenic impacts on long-term multimedia fate and health risks of PFOS and PFOA in the Elbe River Basin. *Water Research*, *257*, 121675.

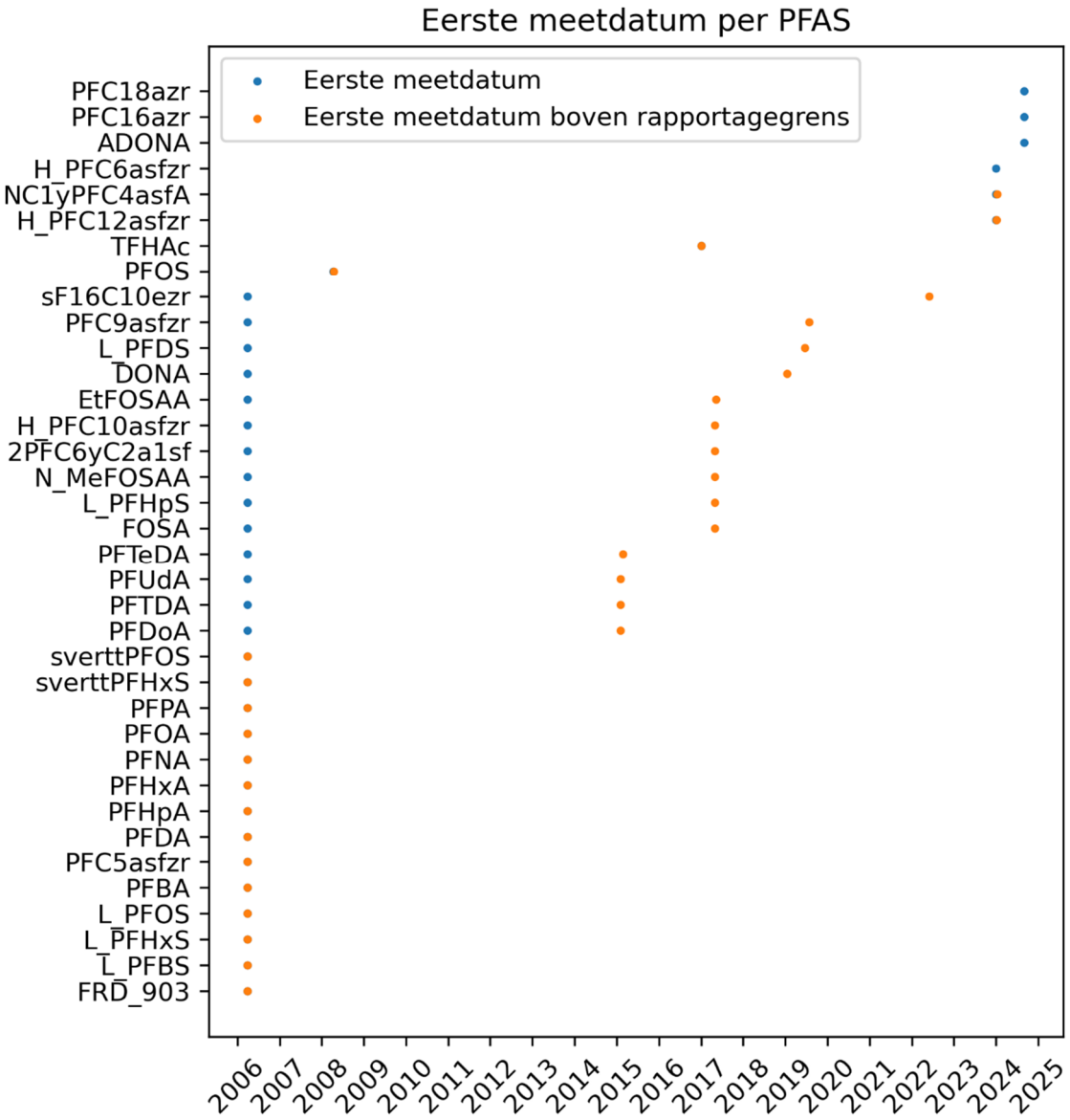
Zushi, Y., Tamada, M., Kanai, Y., & Masunaga, S. (2010). Time trends of perfluorinated compounds from the sediment core of Tokyo Bay, Japan (1950s–2004). *Environmental Pollution*, *158*(3), 756-763.

I Bijlage Oppervlaktewater database RWS

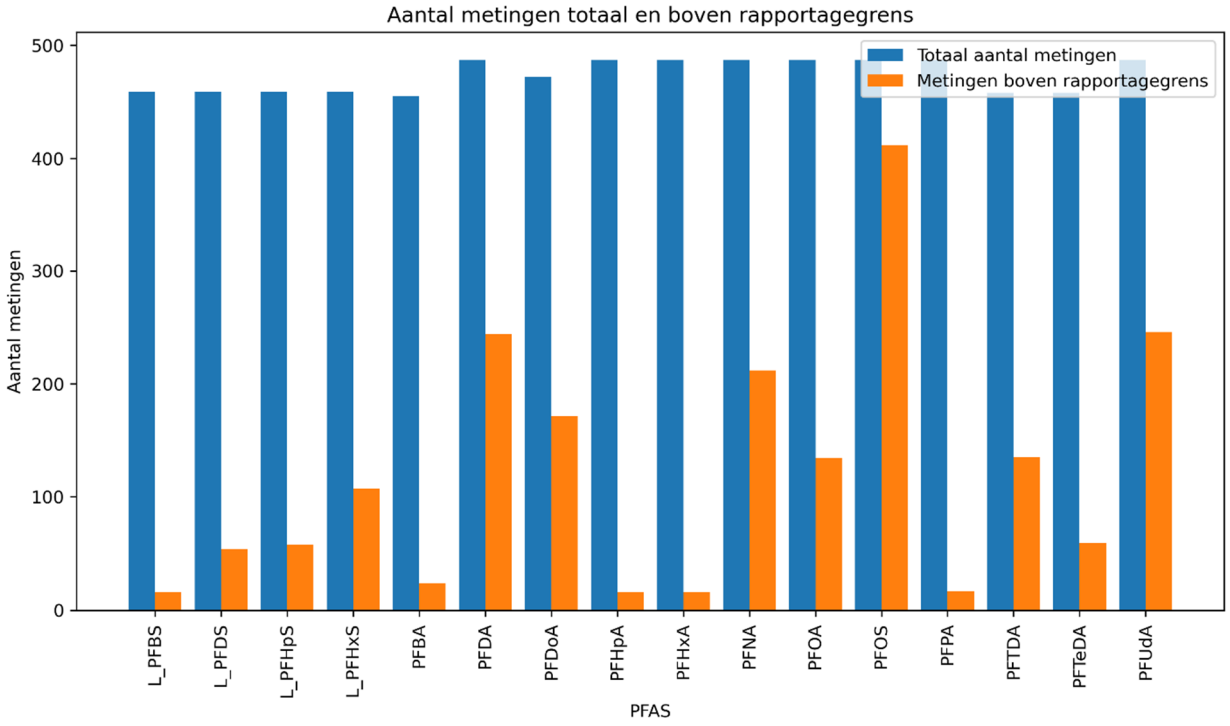


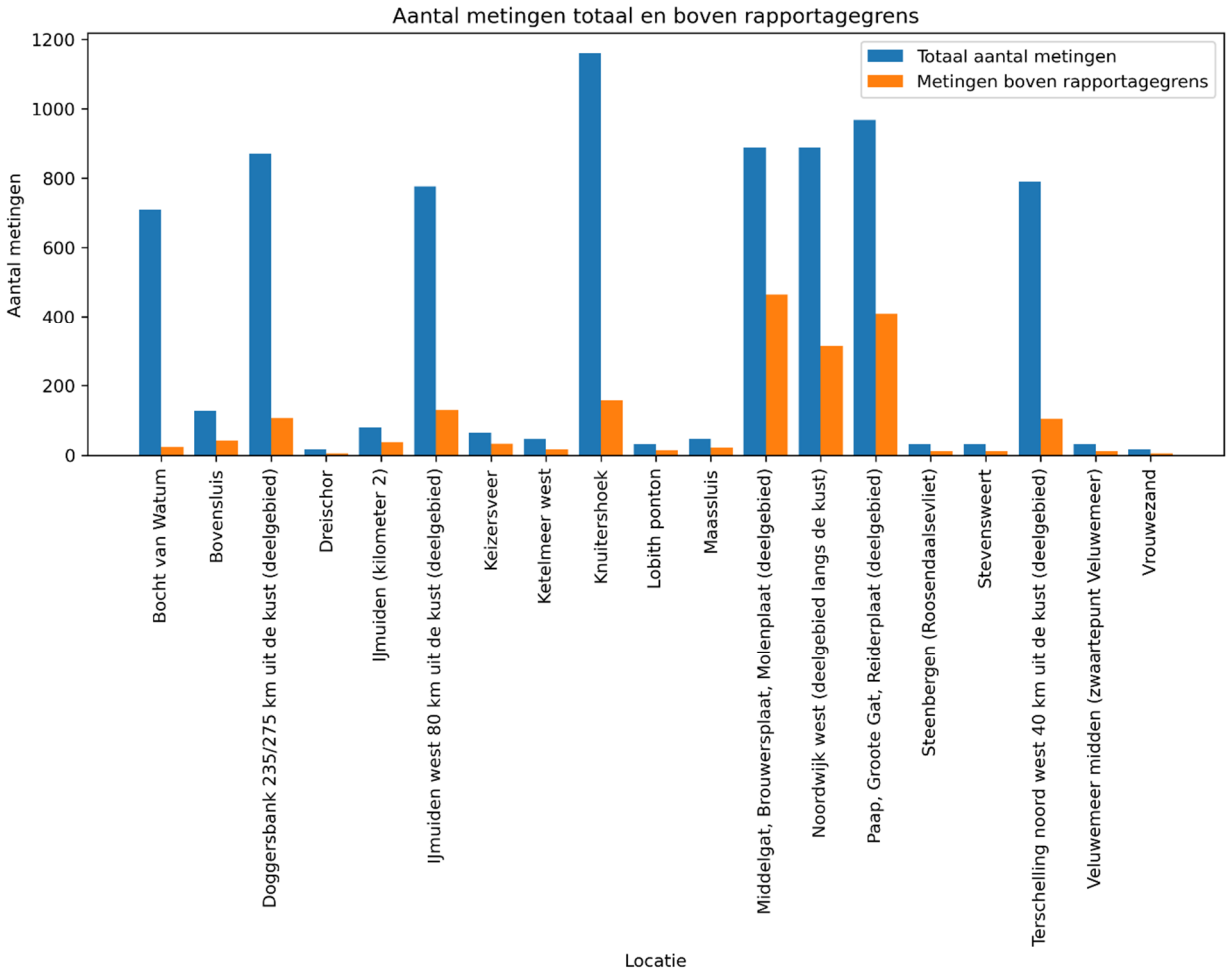

Onder rapportagegrens
Concentratie (µg/L)
1.0
0.8
0.6
0.4
0.2
0.0
2006
2007
2008
2009
2010
2011
2012
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024
2025
2026
Jaar
PFAS
2PFC6yC2a1sf
ADONA
DONA
EtFOSAA
FOSA
FRD_903
H_PFC10asfzr
H_PFC12asfzr
H_PFC6asfzr
L_PFBS
L_PFDS
L_PFHpS
L_PFHxS
L_PFOS
NC1yPFC4asfA
N_MeFOSAA
PFBA
PFC16azr
PFC18azr
PFC5asfzr
PFC9asfzr
PFDA
PFDoA
PFHpA
PFHxA
PFNA
PFOA
PFOS
PFPA
PFTDA
PFTeDA
PFUdA
TFHAc
sF16C10ezr
sverttPFHxS
sverttPFOS

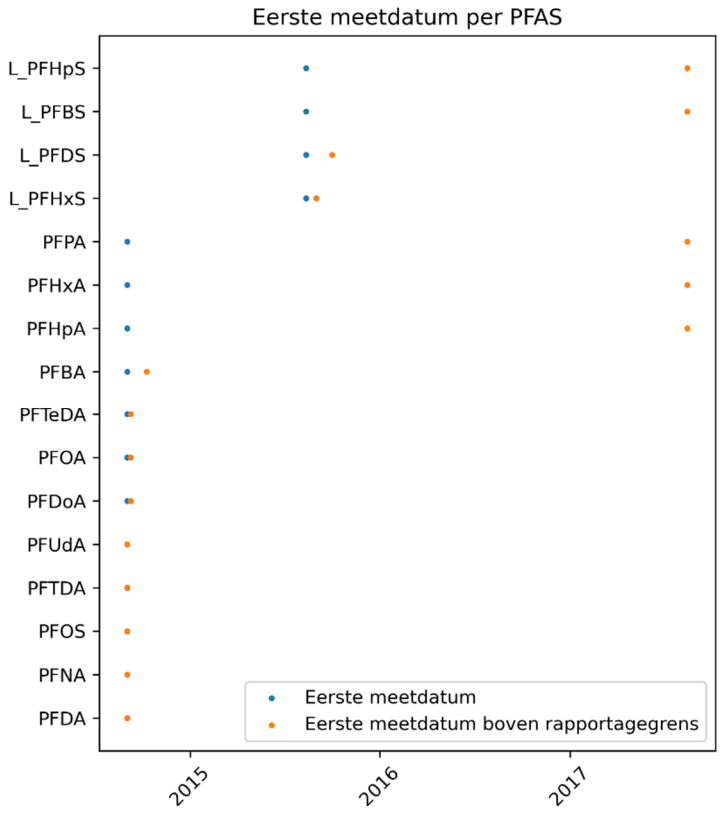

Aantal locaties
100
80
60
40
20
0
L_PFDS
PFOA
PFHpA
PFBA
PFHxA
PFNA
L_PFHxS
L_PFBS
PFDA
PFPA
PFTDA
PFTeDA
PFUdA
L_PFOS
PFDoA
L_PFHpS
sverttPFOS
PFC9asfzr
sF16C10ezr
sverttPFHxS
2PFC6yC2a1sf
PFC5asfzr
N_MeFOSAA
H_PFC10asfzr
FRD_903
FOSA
EtFOSAA
DONA
NC1yPFC4asfA
H_PFC6asfzr
H_PFC12asfzr
TFHAc
PFOS
ADONA
PFC16azr
PFC18azr


Eerste meetdatum per PFAS
Eerste meetdatum
Eerste meetdatum boven rapportagegrens
PFC18azr
PFC16azr
ADONA
H_PFC6asfzr
NC1yPFC4asfA
H_PFC12asfzr
TFHAc
PFOS
sF16C10ezr
PFC9asfzr
L_PFDS
DONA
EtFOSAA
H_PFC10asfzr
2PFC6yC2a1sf
N_MeFOSAA
L_PFHpS
FOSA
PFTeDA
PFUdA
PFTDA
PFDoA
sverttPFOS
sverttPFHxS
PFPA
PFOA
PFNA
PFHxA
PFHpA
PFDA
PFC5asfzr
PFBA
L_PFOS
L_PFHxS
L_PFBS
FRD_903
2006
2007
2008
2009
2010
2011
2012
2013
2014
2015
2016
2017
2018
2019
2020
2021
2022
2023
2024
2025

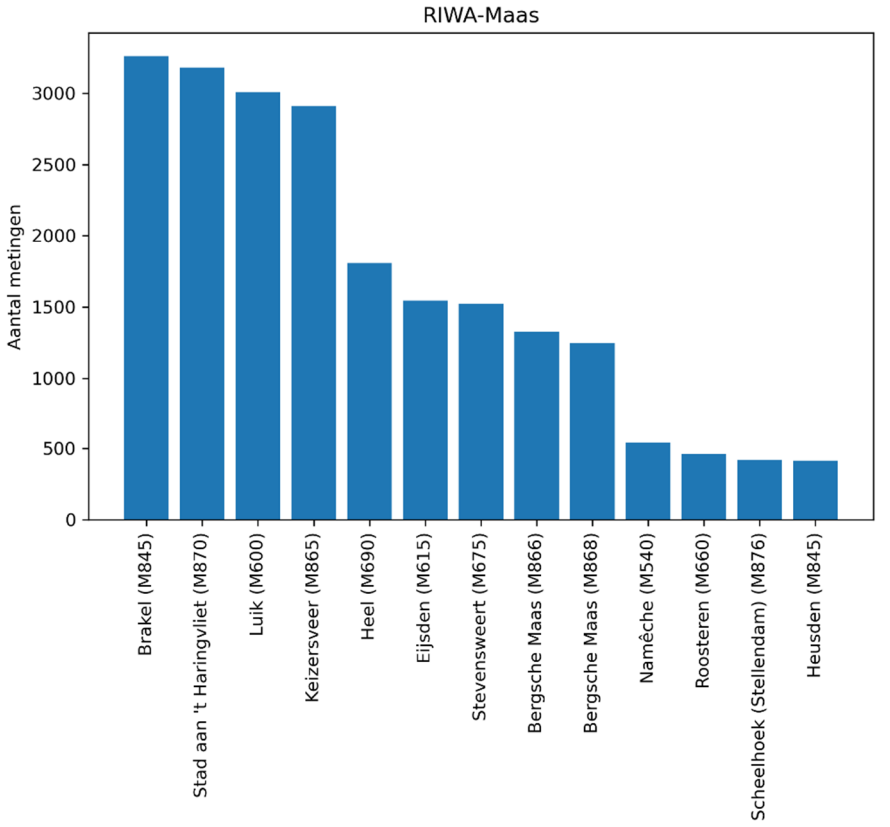
II Bijlage Biota database RWS

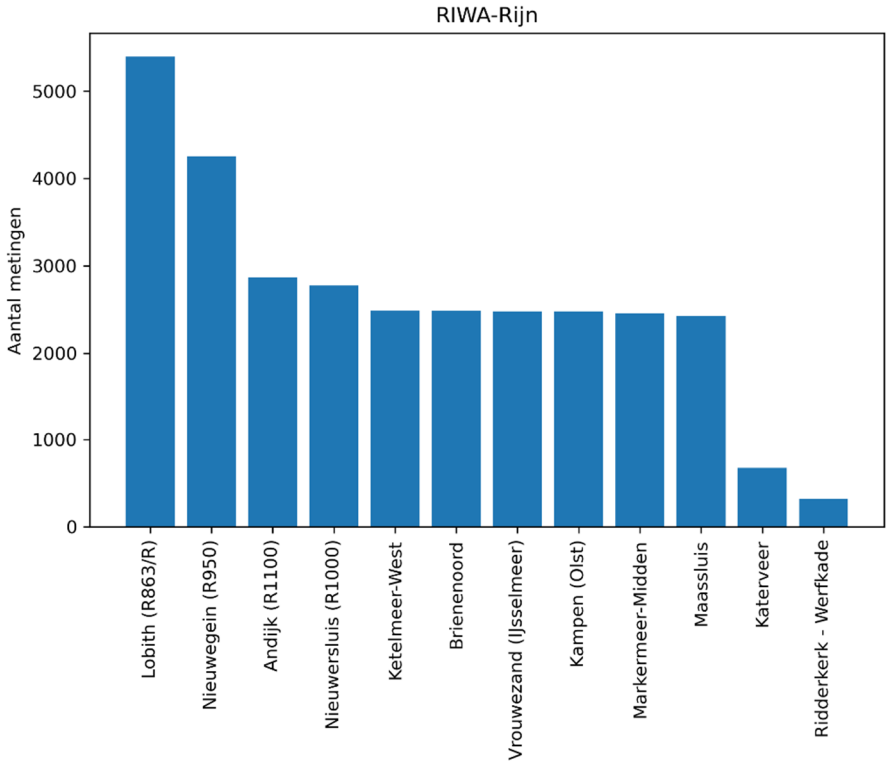


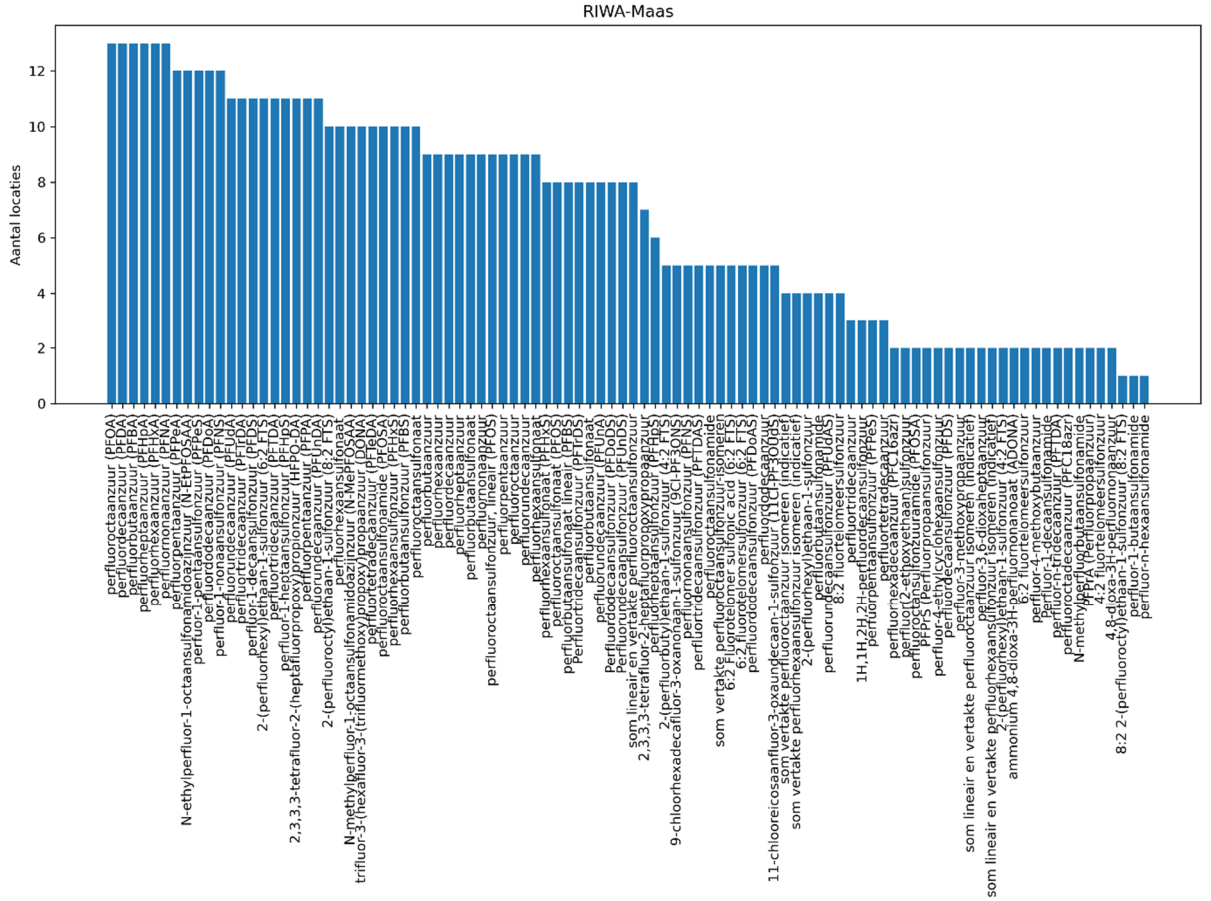

Aantal metingen totaal en boven rapportagegrens
Totaal aantal metingen
Metingen boven rapportagegrens
Aantal metingen
0
200
400
600
800
1000
1200
Bocht van Watum
Bovensluis
Doggersbank 235/275 km uit de kust (deelgebied)
Dreischor
Ijmuiden (kilometer 2)
Ijmuiden west 80 km uit de kust (deelgebied)
Keizersveer
Ketelmeer west
Knuitershoek
Lobith ponton
Maassluis
Middelgat, Brouwersplaat, Molenplaat (deelgebied)
Noordwijk west (deelgebied langs de kust)
Paap, Groote Gat, Reiderplaat (deelgebied)
Steenbergen (Roosendaalsevliet)
Stevensweert
Terschelling noord west 40 km uit de kust (deelgebied)
Veluwemeer midden (zwaartepunt Veluwemeer)
Vrouwezand
Locatie

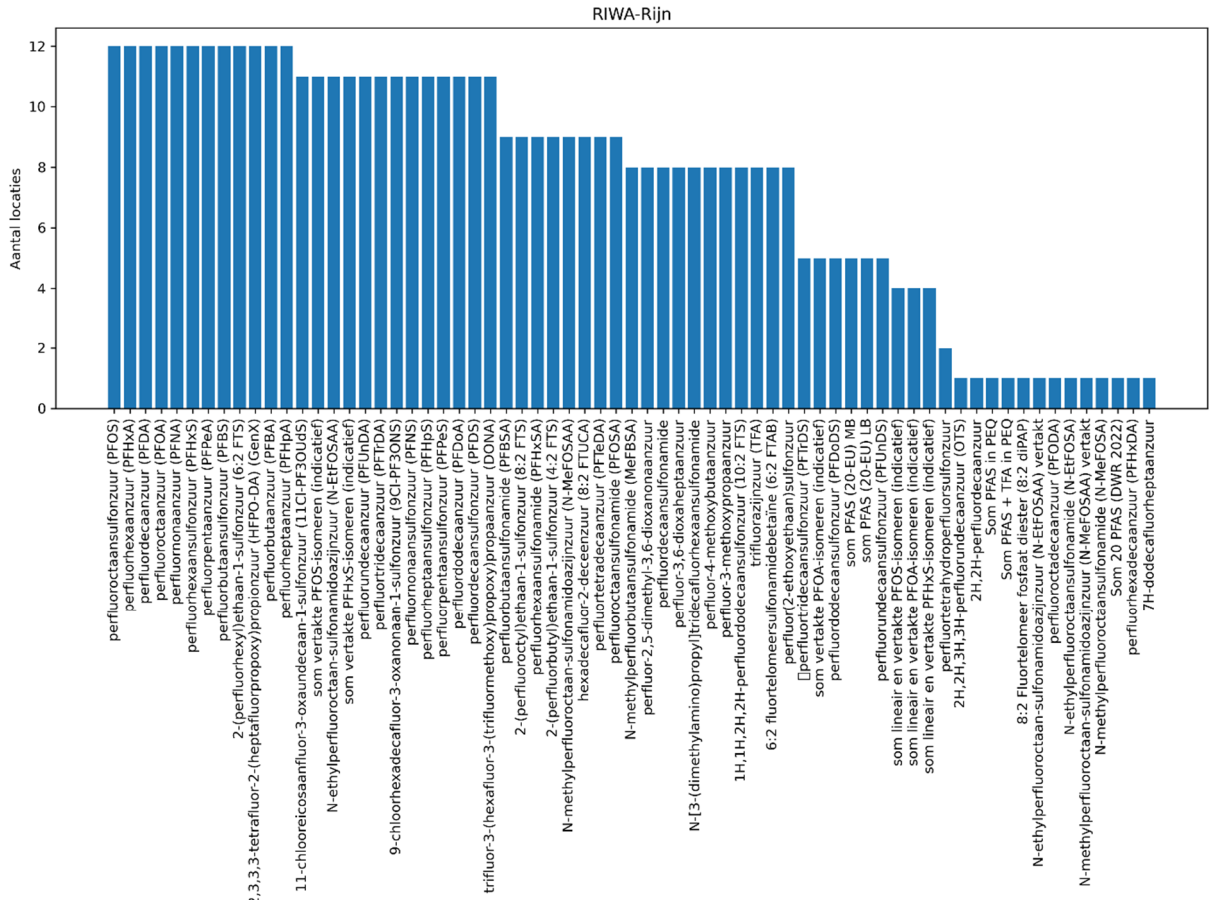

Eerste meetdatum per PFAS
L_PFHpS
L_PFBS
L_PFDS
L_PFHxS
PFPA
PFHxA
PFHpA
PFBA
PFTeDA
PFOA
PFDoA
PFUdA
PFTDA
PFOS
PFNA
PFDA
2015
2016
2017
Eerste meetdatum
Eerste meetdatum boven rapportagegrens

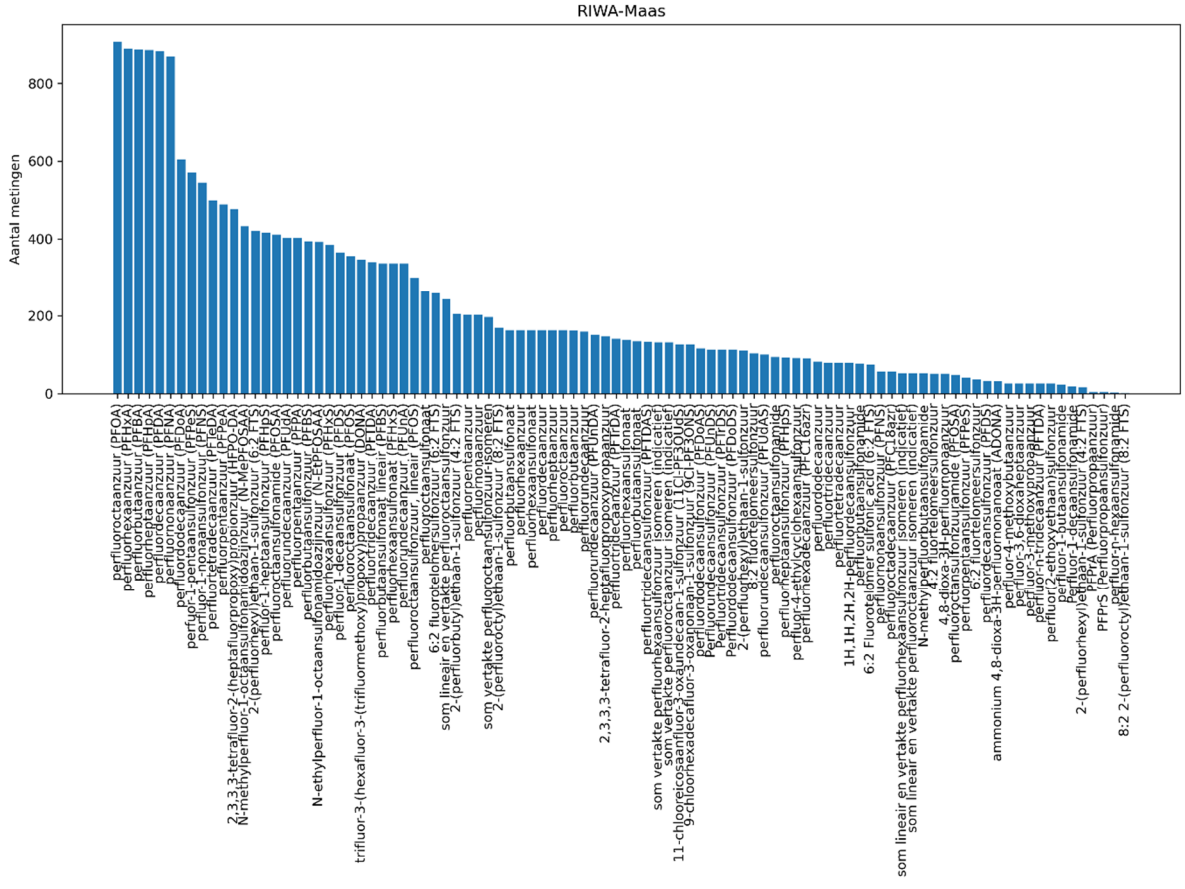
III Bijlage RIWA-databases

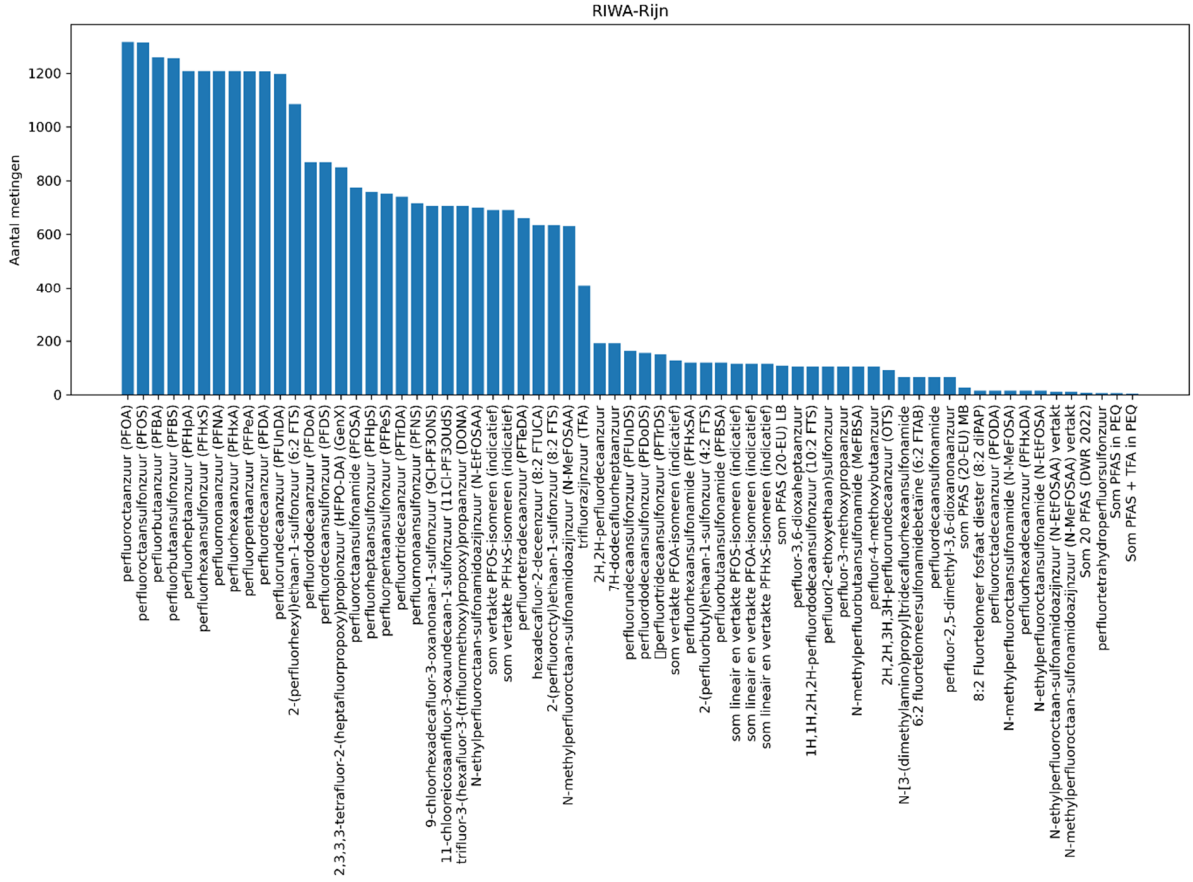





RIWA-Maas
Aantal locaties
0
2
4
6
8
10
12
perfluoroctaanzuur (PFOA)
perfluordecaanzuur (PFDA)
perfluorheptaanzuur (PFHpA)
perfluorhexaanzuur (PFHxA)
perfluornonaanzuur (PFNA)
N-ethylperfluor-1-octaansulfonamidoazijnzuur (N-EtPFOSAA)
perfluor-1-pentaansulfonzuur (PFPeS)
perfluordodecaanzuur (PFDoA)
perfluor-1-nonaansulfonzuur (PFNS)
perfluortridecaanzuur (PFTrDA)
perfluor-1-decaansulfonzuur (PFDS)
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur (6:2 FTS)
perfluorundecaanzuur (PFUnDA)
perfluor-1-heptaansulfonzuur (PFHpS)
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur (HFPO-DA)
perfluorpentaanzuur (PFPeA)
perfluoroctylethaan-1-sulfonzuur (8:2 FTS)
perfluorundecaanzuur (PFUnDA)
perfluorhexaansulfonaat
N-methylperfluor-1-octaansulfonamidoazijnzuur (N-MeFOSAA)
trifluor-3-(trifluormethoxy)propoxypropaanzuur (DONA)
perfluoroctaansulfonamide (PFOSA)
perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)
perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)
perfluoroctaansulfonaat
perfluorbutaanzuur
perfluordecaanzuur
perfluorhexaanzuur
perfluorheptaanzuur
perfluoroctaansulfonzuur, lineair (PFOS)
perfluoroctaanzuur
perfluorpentaanzuur
perfluordecaanzuur
perfluorhexaansulfonaat (PFHxS)
perfluoroctaansulfonaat (PFOS)
perfluorbutaansulfonaat
perfluordodecaansulfonaat
perfluorundecaanzuur (PFUnDA)
Perfluordodecaansulfonzuur (PFDoDS)
som lineair en vertakte perfluoroctaansulfonzuur
2,3,3,3-tetrafluor-2-heptafluorpropoxypropaanzuur
perfluorheptaansulfonzuur (4:2 FTS)
2-(perfluorbutyl)ethaan-1-sulfonzuur (4:2 FTS)
9-chloorhexadecafluor-3-oxanonaan-1-sulfonzuur (9Cl-PF3ONS)
perfluornonaansulfonzuur (PFNS)
perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)
som vertakte perfluoroctaansulfonzuur
perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)
6:2 Fluorotelomersulfonzuur (6:2 FTS)
perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)
perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)
perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)
perfluordodecaansulfonzuur (PFDoDS)
11-chlooreicosaanfluor-3-oxaundecaan-1-sulfonzuur (11Cl-PF3OUdS)
som vertakte perfluoroctaanzuur isomeren (indicatief)
som vertakte perfluorhexaansulfonzuur isomeren (indicatief)
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur
perfluorundecaansulfonzuur (PFUdAS)
8:2 fluortelomeersulfonzuur
perfluortridecaanzuur
1H,1H,2H,2H-perfluoroctaansulfonzuur
perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)
perfluortetradecaanzuur
perfluorhexadecaanzuur (PFC16azr)
perfluor(2-ethoxyethaan)sulfonzuur (PFOSAX)
PFPrS (Perfluorpropaansulfonzuur)
perfluor-4-ethylcyclohexaansulfonzuur
perfluordodecaansulfonzuur (PFDoDS)
som lineair en vertakte perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)
perfluor-3,6-dioxaheptaanzuur
som lineair en vertakte perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)
perfluor-3-methoxypropaanzuur
ammonium 4,8-dioxa-3H-perfluornonanoaat (ADONA)
6:2 fluortelomeersulfonzuur
perfluor-4-methoxybutaanzuur
perfluor-1-decaansulfonzuur
perfluor-3,6-dioxaheptaanzuur
N-methylperfluorbutaansulfonamide
PFBA (Perfluorpropaanzuur)
4,8-dioxa-3H-perfluornonaanzuur
8:2 2-(perfluoroctyl)ethaan-1-sulfonzuur (8:2 FTS)
perfluor-1-butaansulfonamide
perfluor-n-hexaansulfonamide

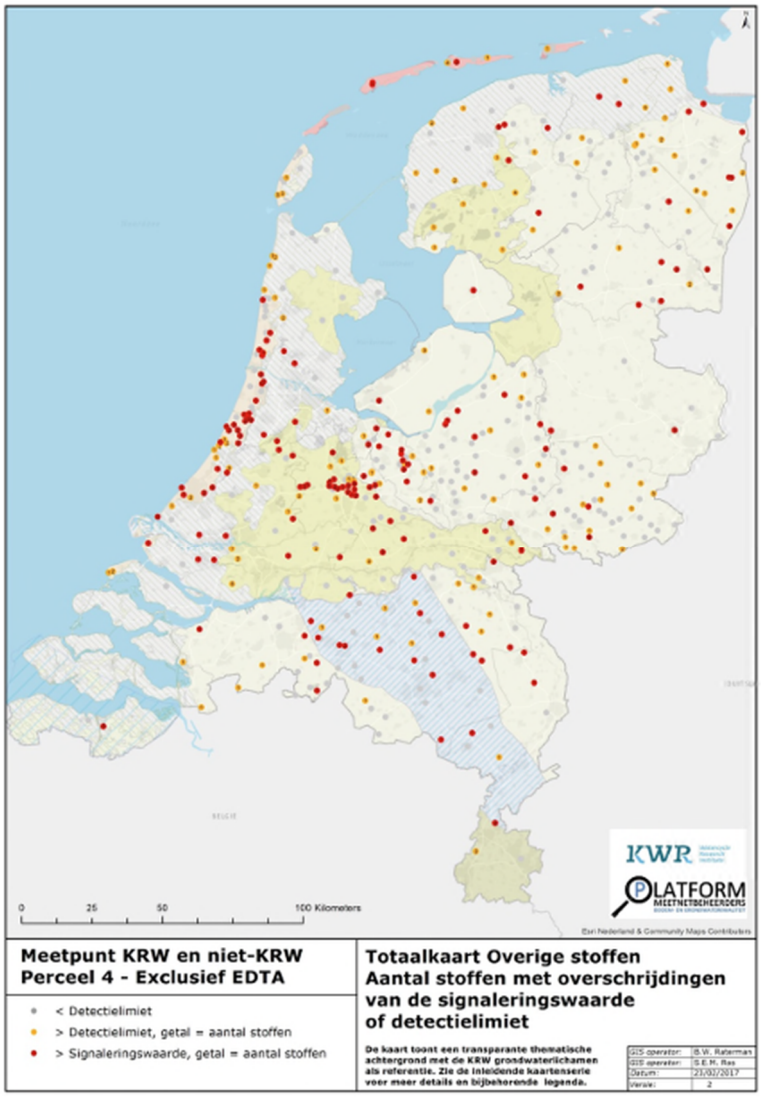

RIWA-Rijn
Aantal locaties
0
2
4
6
8
10
12
perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)
perfluorhexaanzuur (PFHxA)
perfluordecaanzuur (PFDA)
perfluoroctaanzuur (PFOA)
perfluorononaanzuur (PFNA)
perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)
perfluorpentaanzuur (PFPeA)
perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur (6:2 FTS)
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur (HFPO-DA) (GenX)
perfluorbutaanzuur (PFBA)
perfluorheptaanzuur (PFHpA)
11-chlooreicosaanfluor-3-oxaundecaan-1-sulfonzuur (11Cl-PF3OUdS)
som vertakte PFOS-isomeren (indicatief)
N-ethylperfluoroctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-EtFOSAA)
som vertakte PFHxS-isomeren (indicatief)
perfluorundecaanzuur (PFUnDA)
perfluortridecaanzuur (PFTrDA)
9-chloorhexadecafluor-3-oxanonaan-1-sulfonzuur (9Cl-PF3ONS)
perfluornonaansulfonzuur (PFNS)
perfluorheptaansulfonzuur (PFHpS)
perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)
perfluordodecaanzuur (PFDoA)
perfluordecaansulfonzuur (PFDS)
trifluor-3-(hexafluor-3-(trifluormethoxy)propoxy)propaanzuur (DONA)
perfluorbutaansulfonamide (PFBSA)
2-(perfluoroctyl)ethaan-1-sulfonzuur (8:2 FTS)
perfluorhexaansulfonamide (PFHxSA)
2-(perfluorbutyl)ethaan-1-sulfonzuur (4:2 FTS)
N-methylperfluoroctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-MeFOSAA)
hexadecafluor-2-deceenzuur (8:2 FTUCA)
perfluortetradecaanzuur (PFTeDA)
perfluoroctaansulfonamide (PFOSA)
N-methylperfluorbutaansulfonamide (MeFBSA)
perfluor-2,5-dimethyl-3,6-dioxanonaanzuur
perfluordecaansulfonamide
perfluor-3,6-dioxaheptaanzuur
N-[3-(dimethylamino)propyl]tridecafluorhexaansulfonamide
perfluor-4-methoxybutaanzuur
perfluor-3-methoxypropaanzuur
1H,1H,2H,2H-perfluordodecaansulfonzuur (10:2 FTS)
trifluorazijnzuur (TFA)
6:2 fluortelomeersulfonamidebetaïne (6:2 FTAB)
perfluor(2-ethoxyethaan)sulfonzuur
perfluortridecaansulfonzuur (PFTrDS)
som vertakte PFOA-isomeren (indicatief)
perfluordodecaansulfonzuur (PFDoDS)
som PFAS (20-EU) MB
som PFAS (20-EU) LB
perfluorundecaansulfonzuur (PFUnDS)
som lineair en vertakte PFOS-isomeren (indicatief)
som lineair en vertakte PFOA-isomeren (indicatief)
som lineair en vertakte PFHxS-isomeren (indicatief)
perfluortetrahydrofuransulfonzuur
2H,2H,3H,3H-perfluorundecaanzuur (OTS)
2H,2H-perfluordecaanzuur
Som PFAS in PEQ
Som PFAS + TFA in PEQ
8:2 Fluortelomeer fosfaat diester (8:2 diPAP)
N-ethylperfluoroctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-EtFOSAA) vertakt
perfluoroctadecaanzuur (PFODA)
N-ethylperfluoroctaansulfonamide (N-EtFOSA)
N-methylperfluoroctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-MeFOSAA) vertakt
N-methylperfluoroctaansulfonamide (N-MeFOSA)
Som 20 PFAS (DWR 2022)
perfluorhexadecaanzuur (PFHxDA)
7H-dodecafluorheptaanzuur


RIWA-Maas
Aantal metingen
0
200
400
600
800
perfluoroctaanzuur (PFOA)
perfluorhexaanzuur (PFHxA)
perfluorbutaanzuur (PFBA)
perfluorheptaanzuur (PFHpA)
perfluordecaanzuur (PFDA)
perfluornonaanzuur (PFNA)
perfluordodecaanzuur (PFDoA)
perfluor-1-pentaansulfonzuur (PFPeS)
perfluor-1-octaansulfonzuur (PFOS)
perfluortetradecaanzuur (PFTeDA)
perfluorpentaanzuur (PFPeA)
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur (HFPO-DA)
N-methylperfluor-1-octaansulfonamidoazijnzuur (N-MeFOSAA)
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur (6:2 FTS)
perfluor-1-heptaansulfonzuur (PFHpS)
perfluoroctaansulfonamide (PFOSA)
perfluorpentaanzuur (PFPeA)
perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)
N-ethylperfluor-1-octaansulfonamidoazijnzuur (N-EtFOSAA)
perfluor-1-decaansulfonzuur (PFDS)
trifluor-3-(hexafluor-3-(trifluormethoxy)propoxy)propaanzuur (DONA)
perfluorbutaansulfonaat linear (PFBS)
perfluorhexaansulfonaat (PFHxS)
perfluor-1-octaansulfonaat (PFOS)
perfluoroctaansulfonaat linear (PFOS)
som lineair en vertakte perfluoroctaansulfonaat (PFOS)
6:2 fluorotelomeersulfonzuur (6:2 FTS)
som lineair en vertakte perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)
2-(perfluorbutyl)ethaan-1-sulfonzuur (4:2 FTS)
perfluorpentaanzuur (PFPeA)
som vertakte perfluoroctaansulfonzuur isomeren (PFOS)
2-(perfluoroctyl)ethaan-1-sulfonzuur (8:2 FTS)
perfluorhexaanzuur (PFHxA)
perfluoroctaansulfonaat (PFOS)
perfluordecaanzuur (PFDA)
perfluoroctaanzuur (PFOA)
perfluorbutaanzuur (PFBA)
perfluorundecaanzuur (PFUnDA)
2,3,3,3-tetrafluor-2-heptafluorpropoxypropaanzuur (HFPO-DA)
perfluortridecaanzuur (PFTrDA)
perfluorhexaansulfonaat (PFHxS)
perfluorheptaanzuur (PFHpA)
som vertakte perfluorhexaansulfonzuur isomeren (indicatief)
som vertakte perfluoroctaanzuur isomeren (indicatief)
11-chlooreicosaanfluor-3-oxaundecaan-1-sulfonzuur (11Cl-PF3OUdS)
9-chloorhexadecafluor-3-oxanonaan-1-sulfonzuur (9Cl-PF3ONS)
perfluordodecaansulfonzuur (PFDoDS)
perfluorundecaansulfonzuur (PFUnDS)
perfluortridecaansulfonzuur (PFTrDS)
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur
perfluorundecaanzuur (PFUnDA)
perfluordodecaanzuur (PFDoDA)
perfluorheptaansulfonzuur (PFHpS)
perfluortetradecaanzuur (PFTeDA)
perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)
6:2 fluorotelomeersulfonzuur (6:2 FTS)
som lineair en vertakte perfluoroctaansulfonamide
N-methylperfluoroctaansulfonamide (MeFOSA)
4,8-dioxa-3H-perfluornonaanzuur (ADONA)
perfluoroctaansulfonzuuramide (PFOSA)
perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)
6:2 fluorotelomeersulfonzuur
ammonium 4,8-dioxa-3H-perfluornonanoaat (ADONA)
perfluor-4-methoxybutaanzuur
perfluor-3,6-dioxaheptaanzuur
perfluor-n-tridecaanzuur (n-PFTrDA)
perfluor-2-ethoxyethaansulfonzuur
perfluor-1-butaansulfonamide
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur (6:2 FTS)
PFPrS (perfluorpropaansulfonzuur)
8:2 2-(perfluoroctyl)ethaan-1-sulfonzuur (8:2 FTS)

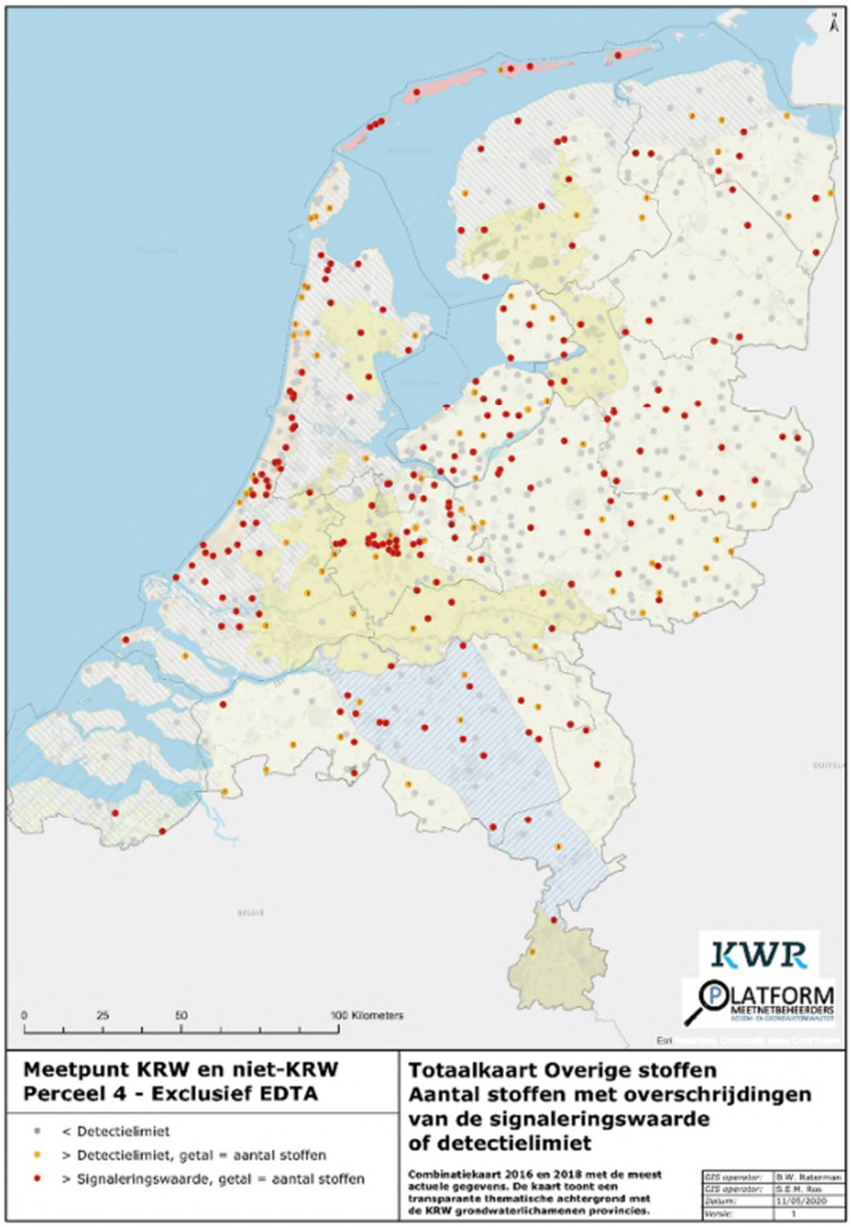

RIWA-Rijn
Aantal metingen
0
200
400
600
800
1000
1200
perfluoroctaanzuur (PFOA)
perfluoroctaansulfonzuur (PFOS)
perfluorbutaanzuur (PFBA)
perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)
perfluorheptaanzuur (PFHpA)
perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)
perfluornonaanzuur (PFNA)
perfluorhexaanzuur (PFHxA)
perfluorpentaanzuur (PFPeA)
perfluordecaanzuur (PFDA)
perfluorundecaanzuur (PFUnDA)
2-(perfluorhexyl)ethaan-1-sulfonzuur (6:2 FTS)
perfluordodecaanzuur (PFDoA)
perfluordecaansulfonzuur (PFDS)
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur (HFPO-DA) (GenX)
perfluoroctaansulfonamide (PFOSA)
perfluorheptaansulfonzuur (PFHpS)
perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)
perfluortridecaanzuur (PFTrDA)
perfluornonaansulfonzuur (PFNS)
9-chloorhexadecafluor-3-oxanonaan-1-sulfonzuur (9Cl-PF3ONS)
11-chlooreicosaanfluor-3-oxaundecaan-1-sulfonzuur (11Cl-PF3OUdS)
trifluor-3-(hexafluor-3-(trifluormethoxy)propoxy)propaanzuur (DONA)
N-ethylperfluoroctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-EtFOSAA)
som vertakte PFHxS-isomeren (indicatief)
som vertakte PFOS-isomeren (indicatief)
perfluortetradecaanzuur (PFTeDA)
hexadecafluor-2-deceenzuur (8:2 FTUCA)
2-(perfluoroctyl)ethaan-1-sulfonzuur (8:2 FTS)
N-methylperfluoroctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-MeFOSAA)
trifluorazijnzuur (TFA)
2H,2H-perfluordecaanzuur
7H-dodecafluorheptaanzuur
perfluorundecaansulfonzuur (PFUnDS)
perfluordodecaansulfonzuur (PFDoDS)
perfluortridecaansulfonzuur (PFTrDS)
som vertakte PFOA-isomeren (indicatief)
perfluorhexaansulfonamide (PFHxSA)
2-(perfluorbutyl)ethaan-1-sulfonzuur (4:2 FTS)
perfluorbutaansulfonamide (PFBSA)
som lineair en vertakte PFOS-isomeren (indicatief)
som lineair en vertakte PFOA-isomeren (indicatief)
som lineair en vertakte PFHxS-isomeren (indicatief)
som PFAS (20-EU) LB
perfluor-3,6-dioxaheptaanzuur
1H,1H,2H,2H-perfluordodecaansulfonzuur (10:2 FTS)
perfluor(2-ethoxyethaan)sulfonzuur
perfluor-3-methoxypropaanzuur
N-methylperfluorbutaansulfonamide (MeFBSA)
perfluor-4-methoxybutaanzuur
2H,2H,3H,3H-perfluorundecaanzuur (OTS)
N-[3-(dimethylamino)propyl]tridecafluorhexaansulfonamide
6:2 fluorotelomeersulfonamidebetaïne (6:2 FTAB)
perfluordecaansulfonamide
perfluor-2,5-dimethyl-3,6-dioxanonaanzuur
som PFAS (20-EU) MB
8:2 Fluortelomeer fosfaat diester (8:2 diPAP)
perfluoroctadecaanzuur (PFODA)
N-methylperfluoroctaansulfonamide (N-MeFOSA)
perfluorhexadecaanzuur (PFHxDA)
N-ethylperfluoroctaansulfonamide (N-EtFOSA)
N-ethylperfluoroctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-EtFOSAA) vertakt
N-methylperfluoroctaan-sulfonamidoazijnzuur (N-MeFOSAA) vertakt
Som 20 PFAS (DWR 2022)
perfluortetrahydroperfluorsulfonzuur
Som PFAS in PEQ
Som PFAS + TFA in PEQ

IV GIS beschikbare data

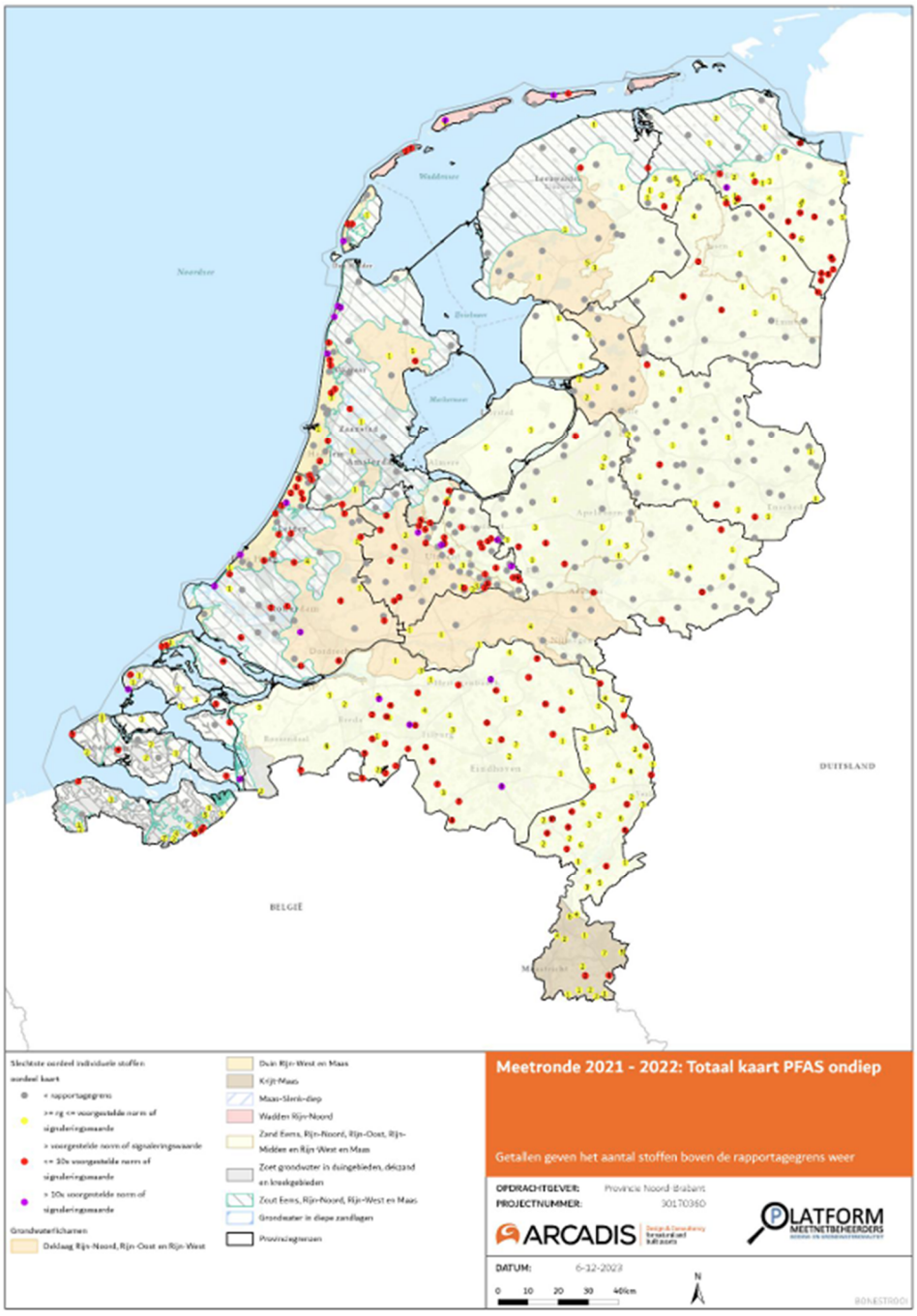
IV.I Grondwater



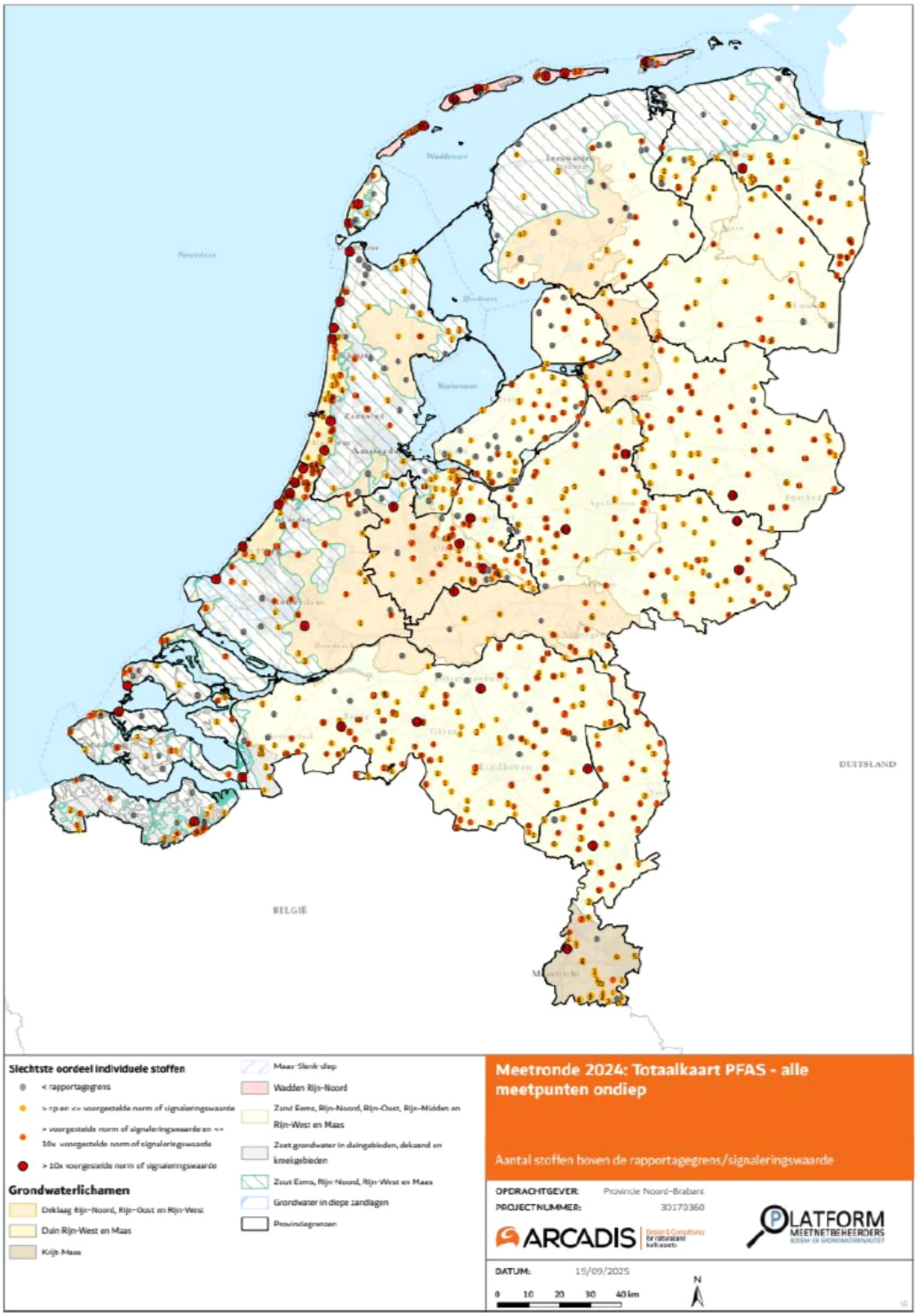
(Sjerps et al., 2017)



(van Loon et al., 2020)



(Arcadis, 2023)

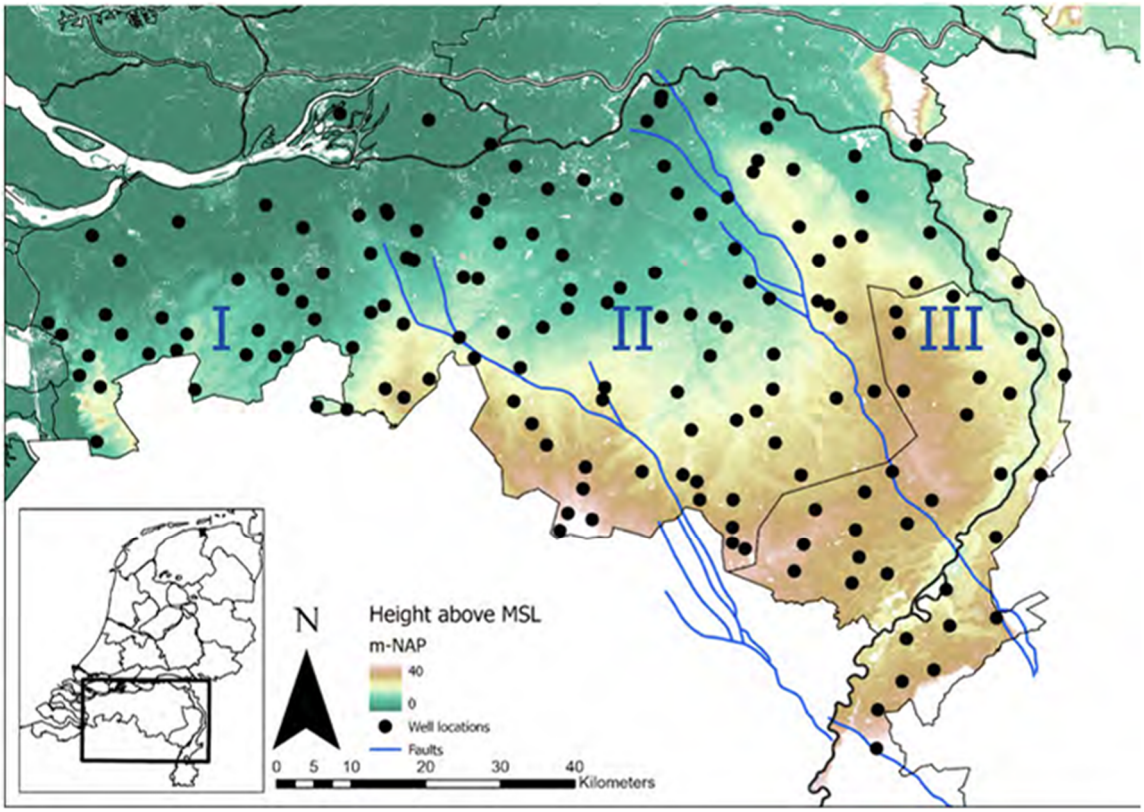


Arcadis, 2025



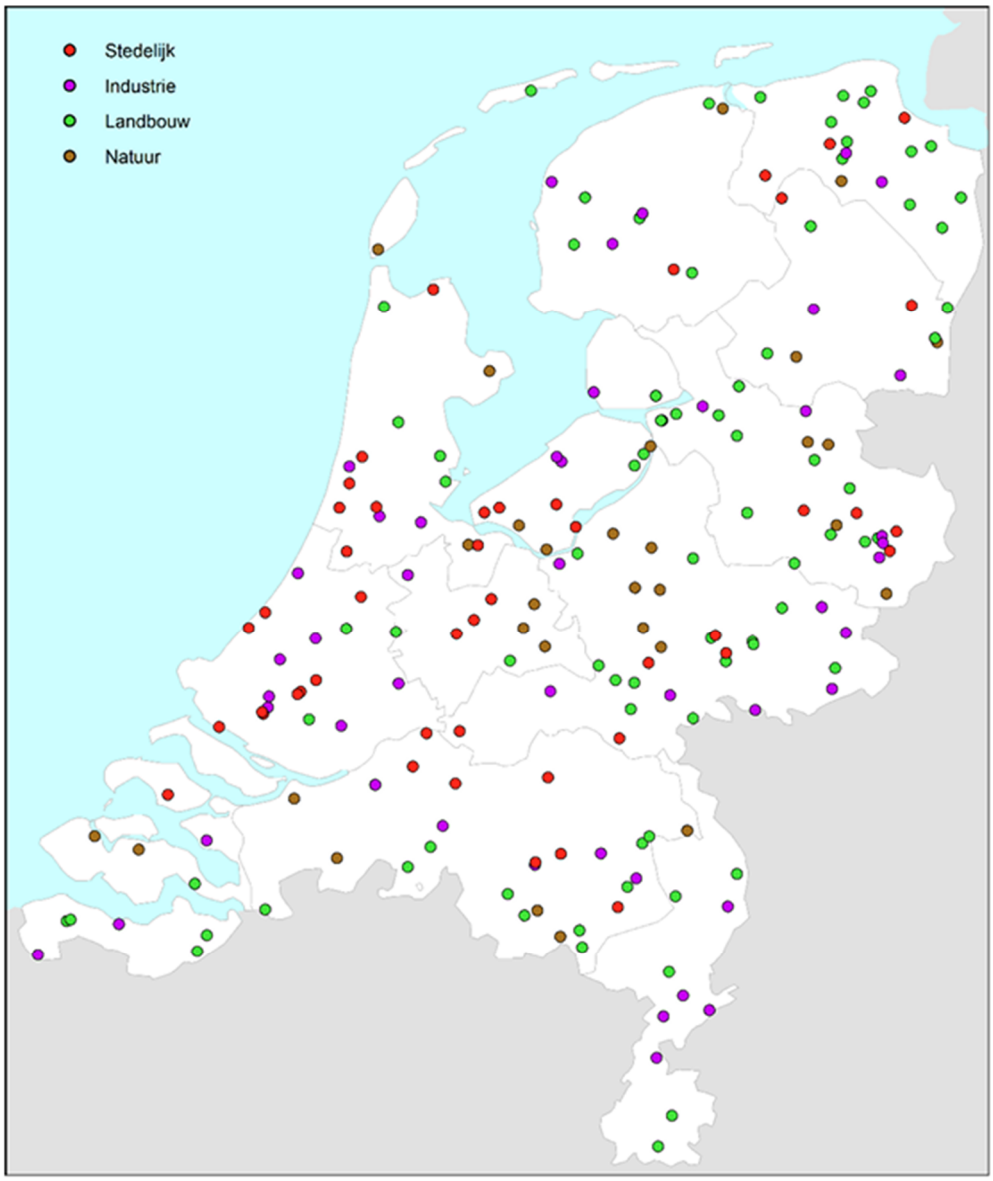
Figuur 2.2 Ruimtelijke weergave van de voor het huidige onderzoek bemonsterde locaties uit het LMG per stratum.

(Wintersen et al., 2021)



(Broers et al., 2024)

IV.II Bodem



Figuur 2.1 Ligging van de definitieve meetlocaties en onderverdeling naar type landgebruik. Landbouw en natuurlocaties binnen 50km van Chemours zijn wel bemonsterd, maar niet gebruikt voor de bepaling van de achtergrondwaarden.

(Wintersen et al., 2020b)



Figuur 2.1 Bemonsteringslocaties voor de bodems, waterbodems en uiterwaarden.

(Wintersen et al., 2020a)