



VERKENNENDE STUDIE NAAR ULTRAKORTEKETEN PFAS IN VLAANDEREN



ONDERZOEK NAAR DE VERSPREIDING VAN ULTRAKORTE KETEN PFAS IN VLAANDEREN

DEEL 1

Algemene verkenning afvalwater en oppervlaktewater

22 januari 2026

VMM/DATARAPPORTERINGULTRAKORTEPFAS/2024

**Karel Vlaeminck, Nathalie Briels, Karel Viaene, Marnix Vangheluwe en
Frederik Verdonck**

**ARCHE Consulting
Liefkensstraat 35D
B-9032 Wondelgem, Belgium
frederik.verdonck@arche-consulting.be
www.arche-consulting.be**

LIJST VAN TABELLEN	3
LIJST VAN FIGUREN	4
SUMMARY	6
SAMENVATTING	7
1. INLEIDING	8
2. METHODOLOGIE	9
2.1. BESCHRIJVING VAN DE MEETCAMPAGNE	9
2.2. CHEMISCHE ANALYSE	10
2.3. GEGEVENSVERWERKING	10
2.3.1. AANLEVERING VAN DE DATA	10
2.3.2. VOORVERWERKING VAN DE DATA EN <i>QUALITY CONTROL</i>	10
2.3.3. OMGAAN MET <i>NON-DETECTS</i>	10
2.3.4. BESCHRIJVENDE STATISTISCHE INDICATOREN	11
2.4. GESELECTEERDE NORMEN EN TOETSINGSWAARDEN	11
2.5. GEBRUIKTE ANALYSE- EN VISUALISATIETECHNIEKEN	12
2.5.1. BESCHRIJVENDE ANALYSE	12
2.5.2. MULTIVARIATE ANALYSES	12
2.6. VERGELIJKING MET BUURLANDEN	13
3. RESULTATEN	14
3.1. AFVALWATER	14
3.1.1. WELKE (UK)PFAS WORDEN GEDETECTEERD?	14
3.1.2. WELKE CONCENTRATIES WORDEN ER WAARGENOMEN?	18
3.1.3. WAT ZIJN DE VERSCHILLEN TUSSEN SECTOREN?	21
3.1.4. VERGELIJKING MET HET HUIDIGE NORMENKADER	27
3.1.5. VERGELIJKING MET DE BUURLANDEN	29
3.2. OPPERVLAKTEWATER	31
3.2.1. WELKE (UK)PFAS WORDEN GEDETECTEERD?	31
3.2.2. WELKE CONCENTRATIES WORDEN ER WAARGENOMEN?	35
3.2.3. WAT ZIJN DE VERSCHILLEN TUSSEN MOTIEVEN?	39
3.2.1. VERGELIJKING MET HET HUIDIGE NORMENKADER	44
3.2.2. VERGELIJKING MET DE BUURLANDEN	45
4. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	47
5. REFERENTIES	48
6. BIJLAGEN	50
6.1. MEETSTRATEGIE VERKENNENDE MEETCAMPAGNE ULTRAKORTE KETEN PFAS	50
6.1.1. AFVALWATER	50

6.1.2.	OPPERVLAKTEWATER	52
6.1.3.	MEETFREQUENTIE EN ANALYSE	54
6.2.	GEDETAILLEERDE BESCHRIJVING VAN DE GEGEVENSVERWERKING	55
6.2.1.	AGGREGATIE PER LOCATIE	55
6.2.2.	OMGAAN MET GECENSUREERDE GEGEVENS	62
6.2.3.	DATA VOOR PCA-ANALYSE	63
6.3.	TABELLEN EN FIGUREN	64

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: Overzicht motieven en aantal meetplaatsen per matrix.	9
Tabel 2: De geanalyseerde ukPFAS in de huidige studie.	10
Tabel 3: Overzicht van de geselecteerde toetsingswaarden voor ukPFAS per matrix (OW = oppervlaktewater, AW = afvalwater) uitgedrukt in ng/L. JG-MKN = jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm.	12
Tabel 4: Aantal detecties en aantal locaties met detecties per PFAS voor afvalwater. Een aantal stoffen staan niet gerapporteerd in de tabel vanwege interferentie tijdens de chemische analyse (6:2 FTS, 10:2 FTS, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, PFDoDS, PFODA, PFTrDA, PFTrDS, PFUnDS).	14
Tabel 5: Overzicht van de som van de PFAS-concentraties in afvalwater. De mediaan (50ste percentiel), het 90 ^{ste} percentiel, en de maximale mediaansom werden berekend voor de totale PFAS (Σ PFAS zonder ultrakorte), en de verschillende categorieën (ultra-kort, korte, lange, en andere). Concentraties in $\mu\text{g/L}$	18
Tabel 6: Beschrijvende statistiek van de gemeten individuele ukPFAS in afvalwater. Concentraties zijn uitgedrukt in $\mu\text{g/L}$. Min = minimum, max = maximum, % d = percentage stalen met detecties ($\geq \text{AG}$), % nd = percentage stalen met <i>non-detects</i> ($< \text{AG}$).	20
Tabel 7: Mediaan van de som ultra-korte PFAS per sector voor afvalwater. De mediaan werd berekend voor zowel alle locaties, als ook de locaties waar ukPFAS werden gekwantificeerd (zoals weergegeven in Figuur 7).	21
Tabel 8: Overzicht van het aantal locaties per sector per ukPFAS waar de rapportagegrens minstens één keer werd overschreden (o.b.v. maximaal gemeten concentratie). Ter referentie wordt de rapportagegrens weergegeven in ng/L.	27
Tabel 9: Overzicht van ukPFAS concentraties in afvalwater van buurlanden en andere Europese landen gerapporteerd in literatuur. Voor de huidige studie wordt “mediaan (min–max), gemiddelde” gegeven, voor de andere studies wordt het bereik (min–max) gegeven, tenzij anders vermeld.	30
Tabel 10: Aantal detecties en aantal locaties met detecties per PFAS voor oppervlaktewater. Een aantal stoffen staan niet gerapporteerd in de tabel vanwege interferentie tijdens de chemische analyse (6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, PFHxDA, en PFODA).	31
Tabel 11: Overzicht van de som van de PFAS-concentraties in oppervlaktewater. De mediaan (50ste percentiel), het 90 ^{ste} percentiel, en de maximale mediaansom werden berekend voor de totale PFAS (Σ PFAS zonder ultrakorte), en de verschillende categorieën (ultra-kort, korte, lange, en andere). Concentraties in ng/L.	35
Tabel 12: Beschrijvende statistiek van de gemeten individuele ukPFAS in oppervlaktewater. Concentraties zijn uitgedrukt in ng/L. Min = minimum, max = maximum, % d = percentage stalen met detecties ($\geq \text{AG}$), % nd = percentage stalen met <i>non-detects</i> ($< \text{AG}$).	38
Tabel 13: Mediaansom ultra-korte PFAS (Σ ukPFAS) per motief voor oppervlaktewater. De mediaansom werd berekend voor zowel alle locaties, alsook de locaties waar ukPFAS werden gekwantificeerd (zoals weergegeven in Figuur 17).	39
Tabel 14: Overzicht van ukPFAS concentraties in oppervlaktewaterwater van buurlanden en andere Europese landen gerapporteerd in literatuur. Voor de huidige studie wordt “mediaan (min–max), gemiddelde” gegeven, elders wordt het bereik (min–max) gegeven, tenzij anders vermeld.	46

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Overzicht van de meetplaatsen voor afvalwater en oppervlaktewater gebruikt in de huidige meetcampagne.	9
Figuur 2: Detectiefrequentie voor de individuele PFAS in afvalwater, uitgedrukt als het percentage locaties waar de stof minstens één keer gedetecteerd is (boven de AG). Enkel de eerste 20 stoffen met de hoogste detectiefrequentie zijn geplot op de figuur, gerangschikt van hoog naar laag.	16
Figuur 3: Detectiefrequentie in afvalwater van de verschillende PFAS-categorieën (ultra-kort, kort, lang, of andere) uitgezet per sector. A) Aantal locaties waar iedere PFAS-categorie werd gedetecteerd en B) de proportionele verdeling (%) van de detectiefrequentie van iedere PFAS-categorie. Het aantal onderzochte locaties per sector is weergegeven op de x-as van Figuur 3A.	17
Figuur 4: Cumulatieve distributiefrequentie van de totale PFAS concentratie (som PFAS) in afvalwater. De stippellijn toont het 90 ^{ste} percentiel van de distributie.	19
Figuur 5: Cumulatieve frequentiedistributie van de som van de ultra-korte PFAS in afvalwater. De stippellijn toont het 90 ^{ste} percentiel van de distributie.	19
Figuur 6: Geografische verspreiding van de Σ ukPFAS concentratie in afvalwater in Vlaanderen, uitgedrukt op $\mu\text{g/L}$ op logaritmische schaal. Grijs symbolen zijn locaties waar geen ukPFAS werden gedetecteerd (<AG) in afvalwater (n=9). Concentraties werden geplot op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken.	20
Figuur 7: Boxplot van de som concentratie per PFAS-categorie in afvalwater voor de verschillende sectoren. Locaties waar geen ukPFAS werden gekwantificeerd, en dus de groepsom gelijk is aan 0 $\mu\text{g/L}$, werden niet geplot op deze figuur. Elk punt stelt de mediaan voor van de groepsom berekend op één locatie binnen die sector.	22
Figuur 8: Concentraties van individuele PFAS gekwantificeerd in afvalwater weergegeven als <i>fingerprint</i> per sector. PFAS zijn gerangschikt op mediaan van hoog naar laag. Concentraties <BG werden niet geplot. Paars = ultrakort, blauw = kort, groen = lang, rood = andere.	23
Figuur 9: PCA biplot voor de dataset met enkel ukPFAS in AW. ukPFAS zijn weergegeven met paarse pijlen, de sectoren met gekleurde lijnen die aangeven waar 95% van de metingen per motief zich bevinden.	25
Figuur 10: PCA biplot voor de dataset met alle PFAS metingen in AW. ukPFAS zijn weergegeven met paarse pijlen, andere PFAS met rode pijlen. De sectoren zijn aangeduid met gekleurde lijnen die aangeven waar 95% van de metingen per motief zich bevinden.	26
Figuur 11: Geografische verspreiding van de overschrijdingen van rapportagegrens per ukPFAS op basis van de maximaal gemeten concentratie per locatie, voor A) TFA, B) TFMS, C) PFPrS, D) PFPrA en E) PFETs.	29
Figuur 12: Detectiefrequentie voor de individuele PFAS in oppervlaktewater, uitgedrukt als het percentage locaties waar de stof minstens één keer gedetecteerd is (boven de AG). Enkel de eerste 20 stoffen met de hoogste detectiefrequentie zijn geplot op de figuur, gerangschikt van hoog naar laag.	33
Figuur 13: Detectiefrequentie in oppervlaktewater van de verschillende PFAS-categorieën (ultra-kort, kort, lang, of andere) uitgezet per sector. A) Aantal locaties waar iedere PFAS-categorie werd gedetecteerd en B) de proportionele verdeling (%) van de detectiefrequentie van iedere PFAS-categorie. Het aantal onderzochte locaties per sector is weergegeven op de x-as van Figuur 13A.	34
Figuur 14: Cumulatieve frequentiedistributie van de totale PFAS concentratie (som PFAS) in oppervlaktewater. De stippellijn toont het 90 ^{ste} percentiel van de distributie.	36
Figuur 15: Cumulatieve frequentiedistributie van de som van de ultra-korte PFAS in oppervlaktewater. De stippellijn toont het 90 ^{ste} percentiel van de distributie.	36
Figuur 16: Geografische verspreiding van de Σ ukPFAS concentratie in oppervlaktewater in Vlaanderen, uitgedrukt op ng/L op logaritmische schaal. Grijs symbolen zijn locaties waar geen ukPFAS werden	

gedetecteerd (<AG) in oppervlaktewater (n=2). Concentraties werden geplot op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken.	37
Figuur 17: Boxplot van de som PFAS-concentratie per PFAS-categorie in oppervlaktewater voor de verschillende motieven. Locaties waar de groepsom gelijk is aan 0 ng/L (omdat de concentraties onder de AG lagen), werden niet geplot op deze figuur. Elk punt is de mediaan van de groepsom berekend op één locatie binnen dat motief.	40
Figuur 18: Concentraties van individuele PFAS gekwantificeerd in oppervlaktewater weergegeven als fingerprint per motief. PFAS zijn gerangschikt op mediaan van hoog naar laag. Concentraties <BG werden niet geplot. Paars = ultrakort, blauw = kort, groen = lang, rood = andere.	41
Figuur 19: PCA biplot voor de dataset met enkel ukPFAS metingen in OW. ukPFAS zijn weergegeven met paarse pijlen. De motieven zijn aangeduid met gekleurde lijnen die aangeven waar 95% van de metingen per motief zich bevinden.	42
Figuur 20: PCA biplot voor de dataset met alle PFAS metingen in OW. ukPFAS zijn weergegeven met paarse pijlen, andere PFAS met rode pijlen. De motieven zijn aangeduid met gekleurde lijnen die aangeven waar 95% van de metingen per motief zich bevinden.	43
Figuur 21: Geografische verspreiding van de overschrijdingen van $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$ (som van 25 PFAS in PFOA-equivalenten). Bovenste figuur (A) toont de overschrijdingen van de voorgestelde milieukwaliteitsnorm voor directe blootstelling. Onderste figuur (B) toont de meer kritische norm voor biota en indirecte blootstelling.	44

SUMMARY

Ultra-short-chain PFAS (ukPFAS) are a specific subgroup within the broader PFAS family and consist of compounds with a carbon chain length of three or fewer carbon atoms ($\leq C_3$). Owing to their high water solubility and low affinity for organic matter, they are extremely mobile in the environment. The most well-known compound within this group is trifluoroacetic acid (TFA). These substances are highly persistent and are both intentionally used in industrial applications and formed through the degradation of other fluorinated substances, such as pesticides, refrigerants, and pharmaceuticals.

In the autumn of 2024, the Flemish Environment Agency (VMM) conducted a targeted monitoring campaign to assess the presence of ukPFAS in Flanders. The campaign focused on 49 different PFAS, with particular attention to 7 ukPFAS. Both wastewater and surface water were sampled at 67 and 42 locations, respectively, across a range of sectors (wastewater treatment plants, industry, landfills, etc.) and motives (background, PFAS hotspots, rural areas, etc.).

The results demonstrate that ukPFAS are frequently present at the investigated locations in Flanders. TFA was detected at the majority of sites, both in wastewater (74%) and in surface water (88%). In wastewater, concentrations of ukPFAS were considerably higher than those of classical PFAS. The median concentration of $\sum$ ukPFAS was 1.56 $\mu\text{g/L}$, with a maximum of 41 mg/L . Particularly high concentrations were measured in the waste management sector, although other sectors (chemicals, textiles, petrochemicals) also showed significant contributions.

In surface water, a median $\sum$ ukPFAS concentration of approximately 2 $\mu\text{g/L}$ was observed, with maximum concentrations up to 81 $\mu\text{g/L}$. The $\sum$ ukPFAS concentrations in surface water were largely driven by TFA. Notably, relatively high concentrations were also found in motives such as rural areas, diffuse pollution areas, and urban environments. The lowest median $\sum$ ukPFAS concentration was observed in the background sites.

In wastewater, exceedances of the reporting limit were observed for several ukPFAS, primarily at waste treatment facilities. Among all ukPFAS, TFA showed the highest number of exceedances. Assessment against the proposed annual average environmental quality standard for the sum of 25 PFAS expressed as PFOA equivalents (including TFA, $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$) revealed exceedances at 23 of the 40 sites.

Comparison with neighbouring countries indicates that TFA concentrations in Flanders are generally higher. Possible explanations include the high density of industrial activities in the region. However, the comparison proved challenging due to differences in analytical capabilities (higher limits of quantification in the present study) and differences in site selection (e.g. hotspots versus background sites).

In summary, this monitoring campaign demonstrates that ukPFAS constitute a significant component of PFAS contamination in Flanders. The results highlight the need to explicitly include these substances in future monitoring strategies and regulatory frameworks, and underline the importance of further evaluation of their toxicity, environmental fate, and potential risks to the environment and public health.

This study forms part of a two-phase investigation. The follow-up study (Part 2) focuses on rural areas, where the highest median $\sum$ ukPFAS concentrations were observed in Part 1. The second phase therefore examines in greater detail the relationship between the occurrence of ukPFAS (specifically TFA) and PFAS-pesticides in these areas.

SAMENVATTING

Ultrakorte keten PFAS (ukPFAS) zijn een specifieke subgroep binnen de bredere PFAS-familie en bestaan uit verbindingen met een ketenlengte van drie of minder koolstofatomen ($\leq C_3$). Door hun hoge oplosbaarheid in water en hun lage affiniteit voor organisch materiaal zijn ze uiterst mobiel in het milieu. De bekendste verbinding binnen deze groep is trifluorazijnzuur (TFA). Deze stoffen zijn zeer persistent en worden zowel gebruikt in industriële toepassingen als gevormd door afbraak van andere fluorhoudende stoffen, zoals pesticiden, koelmiddelen en bepaalde geneesmiddelen.

In het najaar van 2024 voerde de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) een gerichte meetcampagne uit naar de aanwezigheid van ukPFAS in Vlaanderen. De campagne richtte zich op 49 verschillende PFAS, met bijzondere aandacht voor 7 ukPFAS. In deze campagne werden zowel afval- als oppervlaktewater bemonsterd op respectievelijk 67 en 42 locaties verspreid over verschillende sectoren (RWZI's, industrie, stortplaatsen etc.) en motieven (achtergrond, PFAS hot-spots, landelijke gebieden, etc.).

De resultaten tonen aan dat ukPFAS vaak voorkomen op de onderzochte locaties in Vlaanderen. TFA werd gedetecteerd op het merendeel van de locaties, zowel in afval- (74%) als in oppervlaktewater (88%). In afvalwater lagen de concentraties van ukPFAS aanzienlijk hoger dan die van klassieke PFAS. De mediane concentratie aan Σ ukPFAS bedroeg 1.56 $\mu\text{g/L}$, met een maximum van 41 mg/L . Vooral in de sector afvalverwerking werden hoge waarden gemeten, maar ook andere sectoren (chemie, textiel, petrochemie) vertoonden significante bijdragen.

In oppervlaktewater werd een mediane Σ ukPFAS concentratie van ca. 2 $\mu\text{g/L}$ teruggevonden, met maximale concentraties tot 81 $\mu\text{g/L}$. De Σ ukPFAS concentraties in oppervlaktewater werden vooral gedreven door TFA. Opvallend is dat ook in motieven als landelijke gebieden, diffuus en stedelijk gebied relatief hoge concentraties werden vastgesteld. In het motief achtergrond werd de laagste mediane Σ ukPFAS gevonden.

In afvalwater werden voor meerdere ukPFAS overschrijdingen van de rapportagegrens vastgesteld, voornamelijk in afvalverwerkingsbedrijven. Van alle ukPFAS werden voor TFA de meeste overschrijdingen vastgesteld. Toetsing aan de voorgestelde jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor de som van 25 PFAS in PFOA-equivalenten (inclusief TFA, $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$) vertoont overschrijdingen op 23 van de 40 locaties.

Een vergelijking met de buurlanden geeft aan dat de TFA-concentraties in Vlaanderen in het algemeen hoger liggen. Mogelijke verklaringen hiervoor zijn de hoge dichtheid aan industriële activiteiten in de regio. De vergelijking bleek echter uitdagend vanwege analytische verschillen (hogere kwantificatiegrenzen in de huidige studie) en verschillen in de selectie van bemonsteringslocaties (bv. hotspots versus achtergrondlocaties).

Samengevat toont deze meetcampagne dat ukPFAS een significante component vormen van PFAS-verontreiniging in Vlaanderen. De resultaten benadrukken de noodzaak om deze stoffen expliciet op te nemen in toekomstige monitoringstrategieën en beleidskaders, en tonen het belang aan van een verdere evaluatie van hun toxiciteit, verspreidingsgedrag en mogelijke risico's voor milieu en volksgezondheid.

Deze studie maakt deel uit van een tweedelig onderzoek. De vervolgstudie (deel 2) focust zich op de landelijke gebieden, waar de hoogste mediane Σ ukPFAS gevonden werd in deel 1. In het tweede luik wordt daarom dieper gekeken naar de link tussen het voorkomen van ukPFAS (specifiek TFA) en PFAS-pesticiden in deze gebieden.

1. INLEIDING

Ultrakorte keten PFAS (ukPFAS) zijn PFAS met een ketenlengte van drie of minder koolstoffen ($\leq C_3$). De voornaamste PFAS behorende tot deze groep is trifluorazijnzuur (TFA). Omwille van hun korte koolstofketen, hebben ze een kortere, lipofiele “staart” en gedragen ze zich meer waterminnend t.o.v. PFAS met een langere koolstofketen. Hierdoor zijn ukPFAS zeer mobiel in het milieu (Scheurer et al., 2017) en worden ze in hoge concentraties gemeten in watercompartimenten, zoals grondwater (Neuwald et al., 2022), drinkwater (Cappelli et al., 2024), neerslag (Freeling et al., 2020) en oppervlaktewater (Björnsdotter et al., 2019). Ook worden ze makkelijker opgenomen door planten (Lesmeister et al., 2021). Ondanks hun beperkte grootte, zijn ukPFAS evenzeer opgebouwd uit C-F verbindingen waardoor ze persistent zijn in het milieu (Ellis et al., 2001).

Eén bron van ukPFAS zijn de industriële emissies, aangezien TFA wordt gebruikt in een groot aantal industriële processen, zoals de bereiding van geneesmiddelen (bv. sitagliptine) en pesticiden (bv. flufenacet en diflufenican), voor de analyse van peptiden in laboratoria, en als oplosmiddel en katalysator voor polymerisatie- en condensatiereacties.

Verder is TFA een gekend afbraakproduct van lange keten PFAS, fluorhoudende anesthetica (o.a. van halothaan), medicijnen (o.a. het antidepressivum fluoxetine, (Guo et al., 2025)) of koelmiddelen die de klassieke CFKs (chloorfluorkoolstof verbindingen) vervangen (o.a. R134a). De afbraak van fluorhoudende pesticiden wordt verondersteld een grote bijdrage te leveren aan de huidige TFA concentraties in het milieu (Freeling and Björnsdotter, 2023; Joerss et al., 2024).

Verskillende studies suggereren een stijgende trend in de TFA concentraties in het milieu in de laatste jaren (Arp et al., 2024; Freeling et al., 2022). Hoge concentraties van TFA in het milieu worden soms toegewezen aan natuurlijke bronnen. Freeling et al. (2022) toonden bijvoorbeeld aan dat TFA werd gemeten in plantenmateriaal ouder dan het gebruik van gefluorineerde koelmiddelen. Concentraties zijn hiervoor echter te hoog om enkel hieraan toe te schrijven (Joudan et al., 2021) en er zijn ondertussen ook heel wat anthropogene bronnen bekend (Garavagno et al., 2024).

Eind 2024 voerde de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) een meetcampagne uit om ukPFAS in afval- en oppervlaktewater in Vlaanderen te onderzoeken. In dit rapport worden de metingen van ukPFAS, bemonsterd gedurende deze meetcampagne, besproken. Het doel van deze meetcampagne en de analyse in dit rapport was om een beeld te krijgen van de concentraties van ukPFAS in Vlaanderen en de impact van mogelijke contaminatiebronnen naar het oppervlaktewater. In een vervolgcampagne wordt meer specifiek gekeken naar de verspreiding van TFA in landelijke gebieden, waarbij zowel oppervlaktewater als grondwater bemonsterd zijn (deel 2 van deze studie).

2. METHODOLOGIE

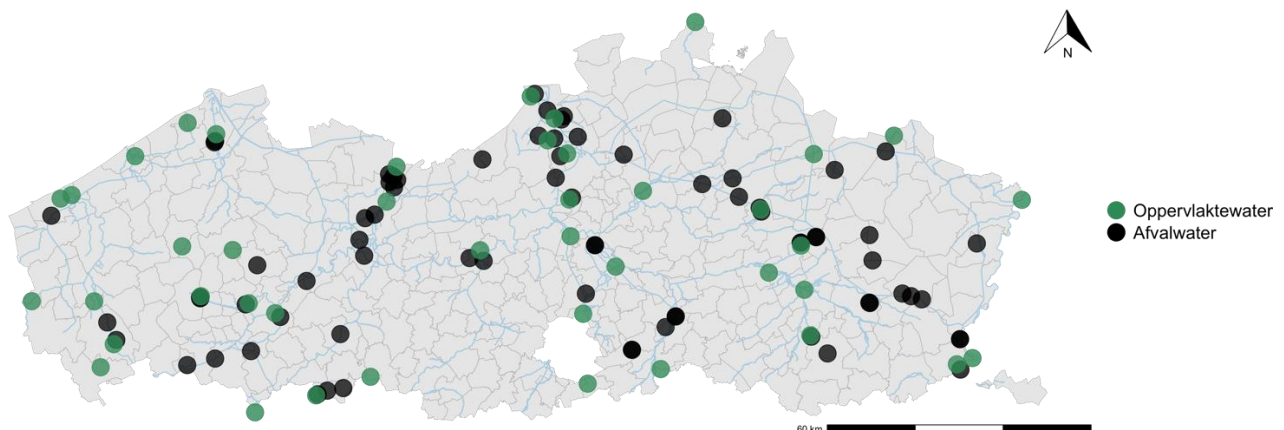
2.1. BESCHRIJVING VAN DE MEETCAMPAGNE

Tussen oktober en december 2024 voerde de VMM metingen uit naar ukPFAS in het afval- en oppervlaktewater in Vlaanderen. Voor afvalwater, werden er 67 meetplaatsen over heel Vlaanderen onderzocht, voor oppervlaktewater waren er dit 42 (Tabel 1, Figuur 1).

Voor iedere matrix werden verschillende motieven of sectoren onderscheiden. Een sector (voor afvalwater) is een verzameling van meetplaatsen waar bedrijven of instellingen opereren die een vergelijkbare industriële activiteit oefenen. Daartegenover worden motieven gedefinieerd voor oppervlaktewater. Een motief is een verzameling van meetplaatsen die worden bemeaten met een specifiek doel. Tabel 1 geeft een overzicht van de onderzochte matrices en de onderscheiden motieven en in bijlage 6.1 wordt de volledige meetstrategie van het project beschreven.

Tabel 1: Overzicht motieven en aantal meetplaatsen per matrix.

Matrix	Aantal meetplaatsen	Sector
Afvalwater	67 meetplaatsen in totaal	• Chemisch (n=6) • Petrochemisch (n=1) • Afvalverwerking (n=10) • Textiel (n=9) • Metaal (n=8) • Ziekenhuizen (n=5) • RWZI (n=20) • Stortplaatsen (n=7) • Papier (n=1)
		Motief
Oppervlaktewater	42 meetplaatsen in totaal	• Diffuus (n=6) • Landelijke gebieden (n=8) • Industrie (n=12) • PFAS hotspots (n=5) • Stedelijk (n=6) • Achtergrond (n=5)



Figuur 1: Overzicht van de meetplaatsen voor afvalwater en oppervlaktewater gebruikt in de huidige meetcampagne.

2.2. CHEMISCHE ANALYSE

Alle stalen voor oppervlaktewater en afvalwater genomen in het kader van de VMM meetcampagne werden geanalyseerd voor 42 “klassieke” PFAS en 7 ukPFAS verbindingen. Deze lijst bestaat voor een deel uit kwantitatieve stoffen en een deel indicatieve stoffen die opgenomen zijn in het compendium voor analyse van water (WAC/IV/A/025, 2023 en WAC/IV/A/026, 2024, respectievelijk). De bepaling van PFAS in water gebeurde a.d.h.v. een vloeistofchromatograaf met tandem massaspectrometrische detectie (LC-MS/MS, *Liquid Chromatography – tandem Mass Spectrometry*). Tabel 2 geeft een overzicht van alle geanalyseerde ukPFAS met omschrijving, afkorting en CAS-nummer. De overige, geanalyseerde PFAS zijn opgelijst in Tabel S5.

Tabel 2: De geanalyseerde ukPFAS in de huidige studie.

	PFAS	Afkorting	CAS-nr.
Sulfonzuren			
1	Perfluor-n-propaansulfonzuur	PFPrS	423-41-6
2	Trifluor-n-methaansulfonzuur	TFMS	1493-13-6
3	Perfluor-n-ethaansulfonzuur	PFETs	354-88-1
Carbonzuren			
4	Trifluorazijnzuur	TFA	76-05-1
5	Perfluor-n-propaanzuur	PFPrA	422-64-0
6	2,3,3,3-tetrafluor-n-propaanzuur	2,3,3,3-TeFPrA	359-49-9
7	2,2,3,3-tetrafluor-n-propaanzuur	2,2,3,3-TeFPrA	756-09-2

2.3. GEGEVENSVERWERKING

De details van de gevolgde methodologie voor gegevensverwerking en data-analyses kunnen worden teruggevonden in Bijlage 6.2. Voor de volledigheid worden de belangrijkste stappen van de gegevensverwerking hier aangehaald.

2.3.1. AANLEVERING VAN DE DATA

De data van de meetcampagne in water werd aangeleverd door de VMM in Excel-format. De bestanden werden ingelezen in R Studio en geconsolideerd, en werden eerst onderworpen aan een voorverwerking.

2.3.2. VOORVERWERKING VAN DE DATA EN QUALITY CONTROL

De data werd gezamenlijk ingelezen en geconsolideerd, waarbij een kwaliteitscontrole is uitgevoerd. Aangezien het onderwerp van deze studie de ukPFAS waren, werden enkel metingen meegenomen uit de periode waarin de ukPFAS gemeten werden.

2.3.3. OMGAAN MET NON-DETECTS

Belangrijk is ook hoe om te gaan met de aantoonbaarheidsgrens (AG) en bepaalbaarheidsgrens (BG). Concentraties lager of gelijk aan de AG, werden op 0 gezet bij het berekenen van de som van de PFAS. Concentraties tussen de AG en BG, werden gelijkgesteld aan de AG bij het berekenen van een somconcentratie. Voor data waar de AG of BG ontbrak, werd de concentratie op 0 gezet. Meer details over de

somberekeningen staan in Bijlage 6.2. De AGs en BGs zijn gegeven in Tabel S7 (afvalwater) en Tabel S8 (oppervlaktewater).

2.3.4. BESCHRIJVENDE STATISTISCHE INDICATOREN

2.3.4.1. INDIVIDUELE PFAS

Voor het berekenen van de statistieken van de individuele ukPFAS (gemiddelde, mediaan, minimum en maximum) werd een assumptie aangenomen om om te gaan met gecensureerde data (metingen onder de AG of BG). De volgende substitutieregel werd toegepast:

- Concentraties onder de AG werden gelijkgesteld aan 0;
- Concentraties tussen de AG en BG werden gelijkgesteld aan de AG.

Er werd ook een meer **worst-case scenario** toegepast voor de individuele statistieken, waarbij concentraties onder de AG werden gelijkgesteld aan de AG, en concentraties tussen de AG en BG werden gelijkgesteld aan de BG. Dit gaf echter weinig verschil in de statistieken die afgeleid werden voor individuele PFAS-componenten. Deze worden daarom niet besproken in het huidige rapport

2.3.4.2. SOMMERING VAN PFAS-GROEPEN

Bij het berekenen van de som PFAS, werd een mediaansom per locatie genomen. Er werd eerst een som berekend van de PFAS-concentratie in een bepaald staal. Aangezien een locatie soms meerdere keren bemonsterd werd, werd vervolgens de mediaan van de som PFAS van de verschillende stalen berekend, wat een mediaansom ($\sum$ PFAS) per locatie opleverde.

Belangrijk: De werkwijze van de VMM betreffende vergunningsverlening beschouwt typisch alle PFAS samen. Echter, aangezien het doel van deze studie was om te onderzoeken hoe de ukPFAS ($<C_4$) zich verhouden t.o.v. van de klassieke PFAS ($\geq C_4$), **werden in dit rapport de ukPFAS niet meegerekend in de som PFAS, maar werden deze apart gesommeerd en besproken als $\sum$ ukPFAS.**

Analoog werd ook de groepsom berekend, i.e., de som per PFAS-categorie. De gehanteerde PFAS-categorisatie is weergegeven in Tabel S5. Zo werd er een mediaansom berekend voor de categorieën ukPFAS, korte keten PFAS, lange keten PFAS, en “andere” PFAS, en dit per locatie.

2.4. GESELECTEERDE NORMEN EN TOETSINGSWAARDEN

De gemeten ukPFAS concentraties in afvalwater en oppervlaktewater werden getoetst aan een selectie van normen en toetsingswaarden (Tabel 3). Het aantal normen en toetsingswaarden voor ukPFAS in afvalwater en oppervlaktewater zijn in het huidige wetgevende PFAS-landschap nog steeds zeer beperkt.

Voor afvalwater hanteert de VMM voor ukPFAS, net zoals voor de andere PFAS, de rapportagegrenzen uit het WAC (Tabel 3). Het afvalwater van de bedrijven en RWZIs in deze monitoringcampagne werd meermaals bemonsterd. Om ook éénmalige overschrijdingen tijdens deze meetcampagne te kunnen detecteren werd ervoor geopteerd om voor afvalwater de maximum gemeten waarde per locatie te toetsen aan de rapportagegrens

Voor oppervlaktewater werd getoetst aan de recent vooropgestelde ontwerpnorm uit het Kaderrichtlijn Water (EC, 2024; General Secretariat of the Council, 2025), waarbij TFA werd opgenomen in de som van de 25 PFAS (uitgedrukt in PFOA-equivalent). Hierbij werd dus eerst de concentratie van elke individuele PFAS omgerekend naar PFOA-equivalenten volgens de relatieve potentie factor (RPF, *relative potency factor*) (Bil et al., 2021). Vervolgens werd de gemiddelde som van de 25 PFAS berekend per locatie (in tegenstelling tot de mediaansom, zoals hierboven besproken). Belangrijk is dat hier een gemiddelde $\sum_{25}$ PFAS berekend werd, omdat de voorgestelde toetsingswaarde voor het Kaderrichtlijn Water een jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm is. We vergelijken dus een gemiddelde concentratie met een jaargemiddelde toetsingswaarde.

Tabel 3: Overzicht van de geselecteerde toetsingswaarden voor ukPFAS per matrix (OW = oppervlaktewater, AW = afvalwater) uitgedrukt in ng/L. JG-MKN = jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm.

Matrix	Norm	Bron	TFA	TFMS	PFPrS	PFPrA	PFEtS	2,2,3,3- TeFPrA	2,3,3,3- TeFPrA
AW	Rapportagegrens	WAC026 versie 10/2024	4000	500	1000	500	500	500	2500
	Norm	Bron	$\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq.}}^*$						
OW	Directe blootstelling OW	Voorgestelde JG-MKN	4.4 ng PFOA _{eq} /L						

* $\sum_{25}$: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA (of PFUnDA), PFDoDA (of PFDaA), PFTrDA, PFTeDA, PFHxDA, PFODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, HFPO-DA (of Gen X), ADONA, C6O4 en TFA.

2.5. GEBRUIKTE ANALYSE- EN VISUALISATIE TECHNIKEN

2.5.1. BESCHRIJVENDE ANALYSE

Volgende visuele technieken werden gebruikt om resultaten voor te stellen:

- Staafdiagrammen of *barplots*:
De detectiefrequentie werden voorgesteld via *barplots* of *stacked barplots*. De lengte van elke *bar* stelt de waarde voor, namelijk het aantal detecties.
- Cumulatieve distributieplots:
Gemeten of berekende som-concentraties worden in een distributieplot voorgesteld, waarbij de concentratie per locatie op de x-as wordt gerangschikt van laag naar hoog. Dit laat toe om de distributie in concentraties te visualiseren, alsook hoe de mediaanconcentratie en het 90^{ste} percentiel t.o.v. de range aan concentraties PFAS.
- Box-and-whisker plots:
Dit grafiektype werd gebruikt om concentraties en PFAS-profielen ("*fingerprints*") voor te stellen. Deze laten toe het bereik en de variabiliteit aan concentraties te zien van zowel de som, de groepsom, of individuele PFAS.
- Kaarten:
Om de resultaten geografisch te kunnen interpreteren, worden de ratio gekwantificeerde/gemeten PFAS, concentraties en normvergelijkingen visueel geplot op een kaart van Vlaanderen.

2.5.2. MULTIVARIATE ANALYSES

Het doel van de Principale Componenten Analyse (PCA) is om de onderlinge verbanden na te gaan van de verschillende (uk)PFAS binnen een dataset. Door middel van datareductie worden bij de PCA componenten (principale componenten) gebouwd uit een samenstelling van PFAS die sterk met elkaar verbonden zijn. Voor de PFAS analyse geeft de PCA weer welke stalen een gelijkaardig PFAS profiel hebben en welke PFAS stoffen dit profiel bepalen. Bovendien kan gemakkelijk gevisualiseerd worden in welke mate een bepaald motief een rol speelt voor het PFAS profiel.

Om dit alles eenvoudig te visualiseren worden twee principale componenten ten opzichte van elkaar uitgezet in een biplot. Wat men leert uit de biplots:

1. De afstand tussen de punten (=stalen): Indien de punten dicht bij elkaar liggen, hebben deze een vergelijkbaar PFAS profiel.

2. Lengte van de vectoren (individuele PFAS stoffen) en de hoeken tussen de vectoren: Kleine hoeken (of hoeken dicht bij 180°) tussen de vectoren impliceren een hoge, positieve (of respectievelijk negatieve) correlatie terwijl loodrechte hoeken een lage correlatie impliceren. De lengte van de vectoren geeft een maat voor de correlatie.
3. Positie van de punten ten opzichte van de vectoren: Wanneer de punten zich dicht bij de vectoren bevinden, wijst dit erop dat de stalen relatief hoge waarden hebben voor deze PFAS en vice versa.

Hoe de data behandeld werden in voorbereiding van de PCA-analyse wordt besproken in de bijlage (6.2.3).

2.6. VERGELIJKING MET BUURLANDEN

Om de ukPFAS concentraties in Vlaanderen te kunnen plaatsen in een Europees kader, werd een literatuurstudie uitgevoerd. Hiervoor werden *peer-reviewed* wetenschappelijke publicaties, alsook rapporten gepubliceerd door nationale milieuagentschappen geraadpleegd. Hoewel er ook metingen uit de jaren '90 beschikbaar waren, werden enkel metingen van de laatste jaren (vanaf 2016) in rekening genomen om de temporele relevantie van de vergelijking te behouden. Deze vergelijking werd zowel uitgevoerd voor afvalwater als voor oppervlaktewater.

3. RESULTATEN

3.1. AFVALWATER

3.1.1. WELKE (UK)PFAS WORDEN GEDETECTEERD?

Tabel 4 toont het aantal detecties van de verschillende PFAS in alle stalen en onderzochte locaties voor afvalwater. De PFAS zijn onderverdeeld per categorie (ultrakort, kort, lang, of andere). Tijdens de meetcampagne werden ukPFAS gemeten op 67 locaties, terwijl voor sommige andere PFAS voor minder locaties stalen beschikbaar zijn (vanwege interferentie tijdens de chemische analyse).

Tabel 4: Aantal detecties en aantal locaties met detecties per PFAS voor afvalwater. Een aantal stoffen staan niet gerapporteerd in de tabel vanwege interferentie tijdens de chemische analyse (6:2 FTS, 10:2 FTS, 6:2 diPAP, 6:2/8:2 diPAP, PFDoDS, PFODA, PFTrDA, PFTrDS, PFUnDS).

PFAS	Aantal stalen	% stalen waarin gedetecteerd	Aantal locaties	% locaties waar gedetecteerd
Ultra-korte keten PFAS				
2,2,3,3-TeFPrA	118	0	66	0
2,3,3,3-TeFPrA	118	0	67	0
PFEtS	118	3	67	1
PFPrA	118	30	67	28
PFPrS	118	3	67	1
TFA	118	75	67	75
TFMS	118	22	67	21
Korte keten PFAS				
MePFBSA	155	2	67	3
MePFBSAA	155	2	67	3
PFBA	155	26	67	37
PFBS	155	10	67	10
PFBSA	155	6	67	6
PFHpA	155	6	67	7
PFHpS	155	0	67	0
PFHxA	155	34	67	40
PFHxDA	105	0	63	0
PFHxS totaal	155	0	67	0
PFHxSA	155	0.7	67	1
PFPeA	155	30	67	37
PFPeS	155	2	67	3
Lange keten PFAS				
EtPFOSA totaal	155	0	67	0
EtPFOSAA	155	0.7	67	1
MePFOSA totaal	155	0	67	0
MePFOSAA	155	0	67	0

PFDA	155	2	67	3
PFDODA	155	0	67	0
PFDS	155	0	67	0
PFNA	155	7	67	10
PFNS	155	0	67	0
PFOA totaal	155	12	67	18
PFOS totaal	155	23	67	25
PFOSA totaal	155	0	67	0
PFTeDA	134	0	64	0
PFUnDA	155	0	67	0
Andere				
4:2 FTS	155	0	67	0
8:2 FTS	155	0	67	0
8:2 diPAP	24	0	20	0
DONA	155	2	67	1
HFPO-DA	155	2	67	3
PFECHS	155	0	67	0

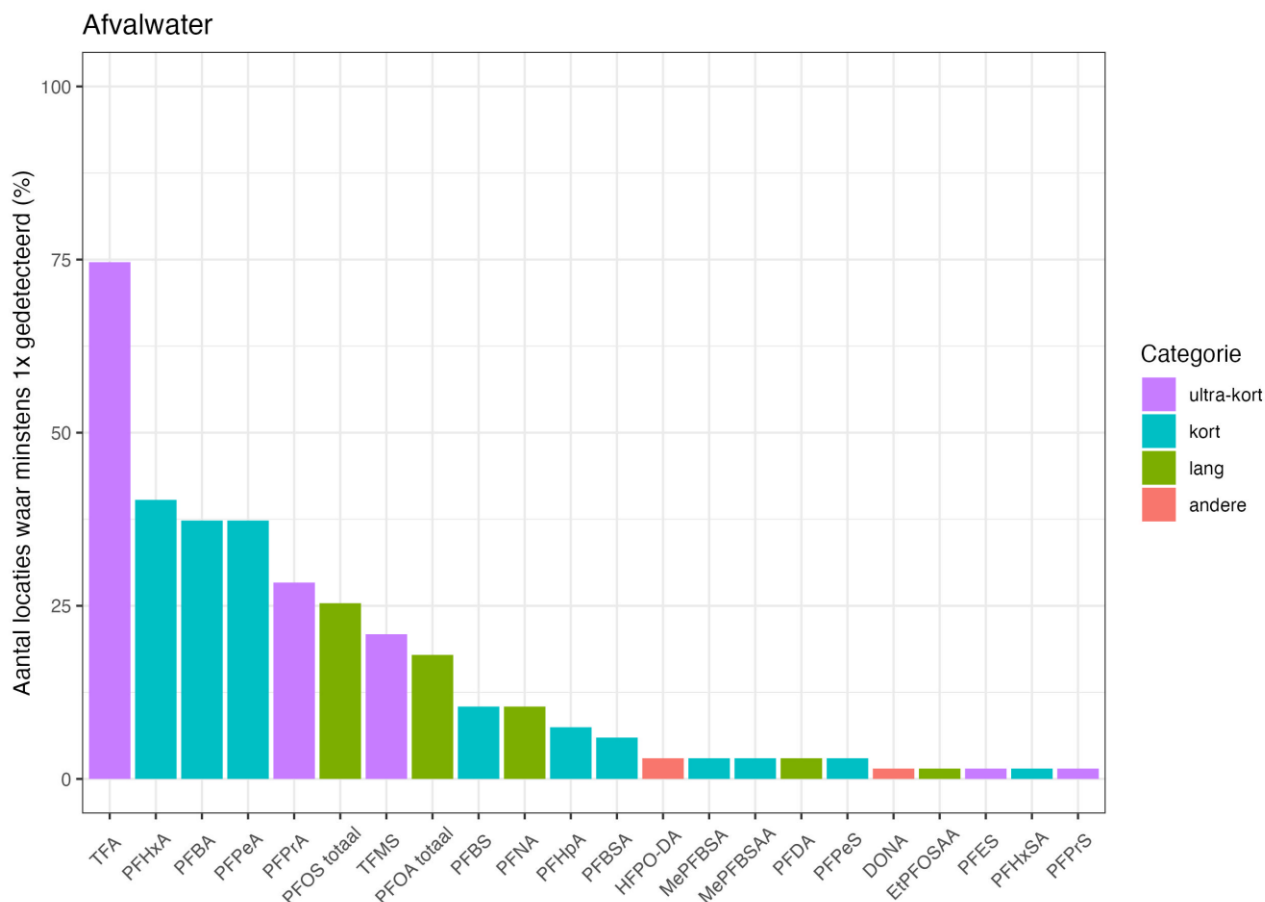
In het algemeen is er een lage detectiefrequentie voor zowel de ukPFAS als voor de andere PFAS, met uitzondering van TFA. In Tabel 4 wordt de detectiefrequentie gegeven voor de stalen en voor de meetlocaties. De detectie in de stalen ligt hoger dan 10% voor een beperkt aantal stoffen: PFPrA, TFA, TFMS, PFBA, PFHxA, PFPeA, PFOA (totaal) en PFOS (totaal). Dit betekent dat voor de andere stoffen, in meer dan 90% van de onderzochte stalen geen detectie is waargenomen. Voor sommige stoffen loopt het percentage non-detectie op tot 100%, wat wil zeggen dat deze stof niet teruggevonden kon worden in het afvalwater.

Van de 7 ukPFAS werden er 5 gedetecteerd in afvalwater. 2,2,3,3-TeFPrA en 2,3,3,3-TeFPrA werden in geen enkel staal gedetecteerd. De hoogste detectiefrequentie is voor TFA, dat in 75% van de stalen kon worden gedetecteerd. TFA werd op 75% van de onderzochte locaties gedetecteerd, wat hoger is vergeleken met de andere PFAS. PFPrA en TFMS volgen na TFA als meest gedetecteerde ukPFAS, op 28% en 21% van de locaties, respectievelijk.

Bij de korte keten PFAS volgt PFHxA TFA op met een relatief hoge detectiefrequentie (in 34% van de stalen en 40% van de locaties). Ook PFPeA en PFBA behoren tot de meest gedetecteerde PFAS (in 30% en 26% van de stalen, respectievelijk).

Bij de lange keten PFAS heeft PFOS de hoogste detectiefrequentie (in 23% van de stalen en 25% van de locaties). PFOA (totaal) werd daaropvolgend gedetecteerd in 12% de stalen en 18% van de locaties. Een groot deel van de lange keten PFAS, zoals PFTeDA, PFUnDA, en PFOSA (totaal) werden niet teruggevonden.

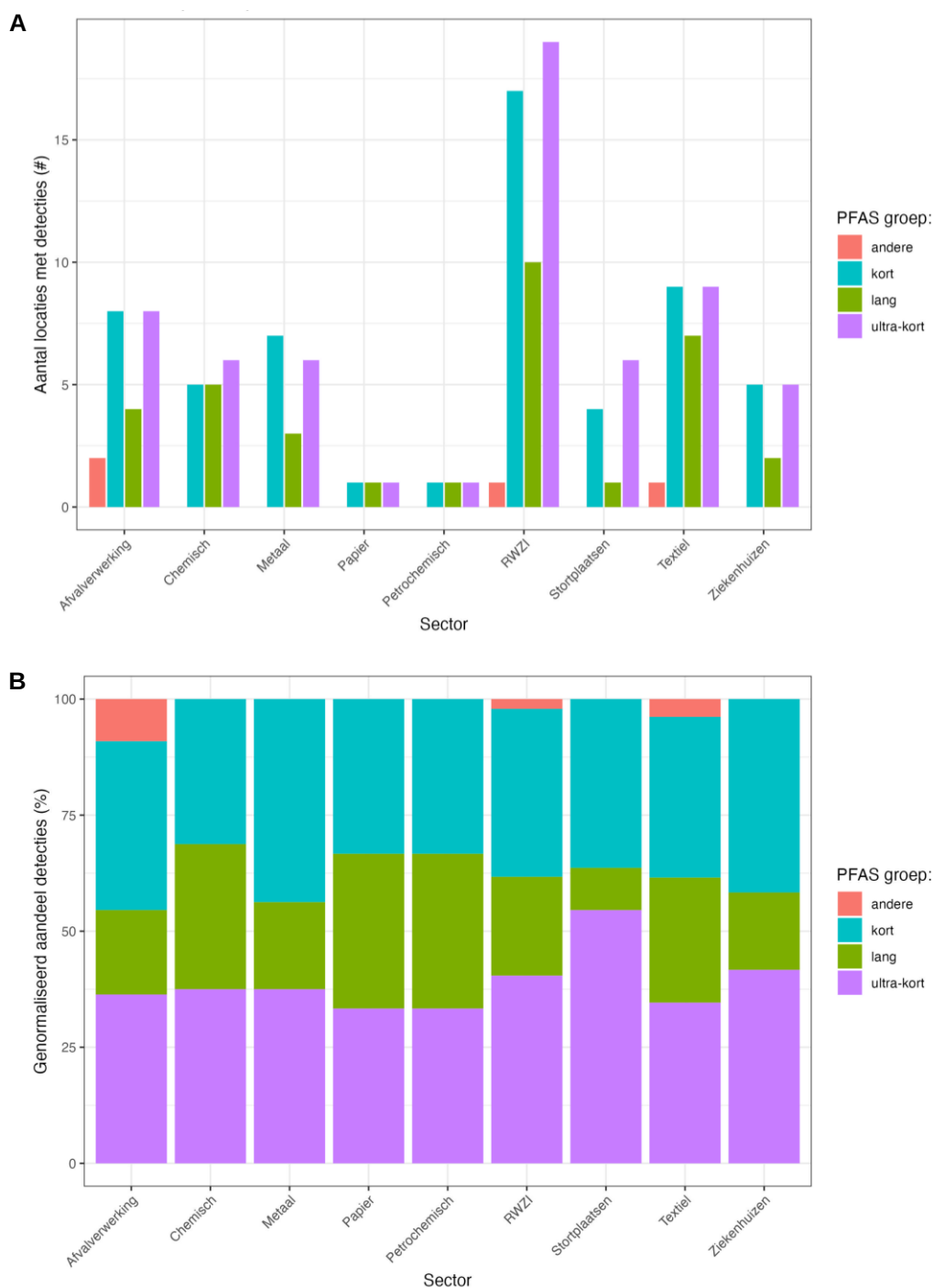
De groep met de andere PFAS vertonen over het algemene lage detectiefrequenties, waarbij HFPO-DA het meest gedetecteerd (in slechts 2% van de stalen en op 3% van de locaties).



Figuur 2: Detectiefrequentie voor de individuele PFAS in afvalwater, uitgedrukt als het percentage locaties waar de stof minstens één keer gedetecteerd is (boven de AG). Enkel de eerste 20 stoffen met de hoogste detectiefrequentie zijn geplott op de figuur, gerangschikt van hoog naar laag.

De detectiefrequentie per PFAS is uitgezet in Figuur 2. Deze werd uitgedrukt als het aantal locaties waar een stof minstens één keer gedetecteerd werd (i.e., gerapporteerde waarde hoger dan de AG). Hierbij werd de detectiefrequentie relatief uitgedrukt (in %), aangezien het aantal bemonsterde locaties verschilt per stof (zie Tabel 4). De rangschikking van hoge naar lage detectiefrequentie toont dat vooral ultra-korte en korte keten PFAS het vaakst gedetecteerd werden. Van de lange keten PFAS, zijn het PFOS, PFOA en PFNA die het vaakst gedetecteerd werden.

UkPFAS werden gedetecteerd in alle sectoren en waren dominant t.o.v. andere PFAS-categorieën in de sectoren afvalverwerking, ziekenhuizen, en stortplaatsen (Figuur 3). Het hoogste absolute aantal locaties waar ukPFAS werden gedetecteerd was in RWZIs (Figuur 3A), maar dit was enkel te wijten aan het feit dat voor deze sector de meeste locaties waren bemonsterd ($n=21$). Dit beeld verandert wanneer de detecties proportioneel worden uitgedrukt op 100%; dit geeft nl. de bijdrage weer van de verschillende PFAS-categorieën t.o.v. alle gedetecteerde PFAS (Figuur 3B). Daaruit kan afgeleid worden dat ukPFAS t.o.v. alle andere PFAS-categorieën vaker gedetecteerd werden in stortplaatsen. Naast de ukPFAS komen ook de korte keten PFAS op een aanzienlijk aantal locaties voor over alle sectoren heen, terwijl de lange keten PFAS duidelijk minder voorkomen t.o.v. de twee vorige categorieën. De groep met andere PFAS werd enkel gedetecteerd in de sectoren afvalverwerking en de RWZI's.



Figuur 3: Detectiefrequentie in afvalwater van de verschillende PFAS-categorieën (ultra-kort, kort, lang, of andere) uitgezet per sector. A) Aantal locaties waar iedere PFAS-categorie werd gedetecteerd en B) de proportionele verdeling (%) van de detectiefrequentie van iedere PFAS-categorie. Het aantal onderzochte locaties per sector is weergegeven op de x-as van Figuur 3A.

3.1.2. WELKE CONCENTRATIES WORDEN ER WAARGENOMEN?

Tabel 5 geeft een overzicht van de gemeten concentraties voor som PFAS (Σ PFAS¹ zonder de ultra-korte fractie), en de som-concentraties per categorie (ultra-kort, kort, lang en de andere). De mediaanconcentratie van de som van de PFAS ligt op 0.03 $\mu\text{g/L}$ (of 30 ng/L) terwijl de maximale gemeten somconcentratie op 19.5 $\mu\text{g/L}$ ligt.

Als er wordt gekeken naar het 90^{ste} percentiel (P_{90}) van de concentraties, zien we dat de som van de korte keten PFAS op 0.19 $\mu\text{g/L}$ ligt, net onder de 0.22 $\mu\text{g/L}$ aan totale PFAS. De som van de lange keten en andere PFAS hebben een beduidend lagere P_{90} -concentratie, nl. 0.057 $\mu\text{g/L}$ en 0 $\mu\text{g/L}$ (een som van 0 $\mu\text{g/L}$ wijst erop dat alle gemeten PFAS binnen deze groep onder de AG lagen). Hieruit kan afgeleid worden dat de Σ PFAS vooral gedomineerd wordt door korte PFAS.

De ukPFAS worden niet opgenomen in de som van de PFAS. De somconcentraties van de ukPFAS (Σ ukPFAS) liggen echter een fractie hoger dan die van de Σ PFAS. De mediaanconcentratie van de Σ ukPFAS ligt op 1.56 $\mu\text{g/L}$, meer dan een factor 50 hoger dan de mediaanconcentratie van de Σ PFAS (0.03 $\mu\text{g/L}$). De maximale Σ ukPFAS concentratie ligt op 41 311 $\mu\text{g/L}$ (of 41.3 mg/L).

Tabel 5: Overzicht van de som van de PFAS-concentraties in afvalwater. De mediaan (50ste percentiel), het 90^{ste} percentiel, en de maximale mediaansom werden berekend voor de totale PFAS (Σ PFAS zonder ultrakorte), en de verschillende categorieën (ultra-kort, korte, lange, en andere). Concentraties in $\mu\text{g/L}$.

Categorie	P_{50} -concentratie ($\mu\text{g/L}$)	P_{90} -concentratie ($\mu\text{g/L}$)	Maximale concentratie ($\mu\text{g/L}$)
Σ PFAS	0.03	0.22	19.5
Ultra-korte	1.56	14.2	41 311
Korte	0.016	0.19	19.0
Lange	0.006	0.057	0.49
Andere	0*	0*	0.047

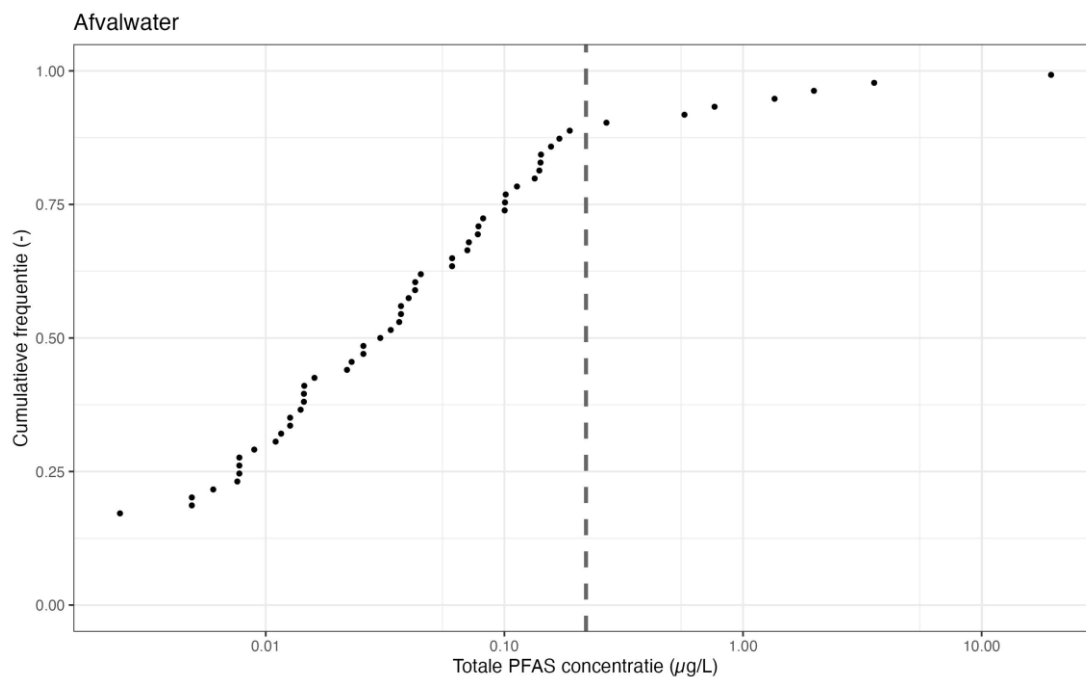
*Alle individuele componenten in de som werden gemeten onder de AG. De som werd daarom op 0 gezet.

Figuur 4 toont de distributie van de concentratie in mediaansom PFAS (Σ PFAS). Elk punt toont de Σ PFAS op een bepaalde bemonsterde locatie. Indien meerdere stalen genomen werden op een locatie, werd eerst de som berekend, waarna de mediaan werd genomen (i.e., de mediaansom). De stippellijn toont het 90^{ste} percentiel van deze distributie, dewelke een concentratie heeft van 0.22 $\mu\text{g/L}$. 90% van de bemonsterde locaties heeft dus een mediaansom aan PFAS minder dan 0.22 $\mu\text{g/L}$ (Tabel 5). De mediaan ligt op 0.03 $\mu\text{g/L}$ (Tabel 5), wat wil zeggen dat 50% van de bemonsterde locaties een mediaansom PFAS kleiner dan 0.03 $\mu\text{g/L}$ heeft.

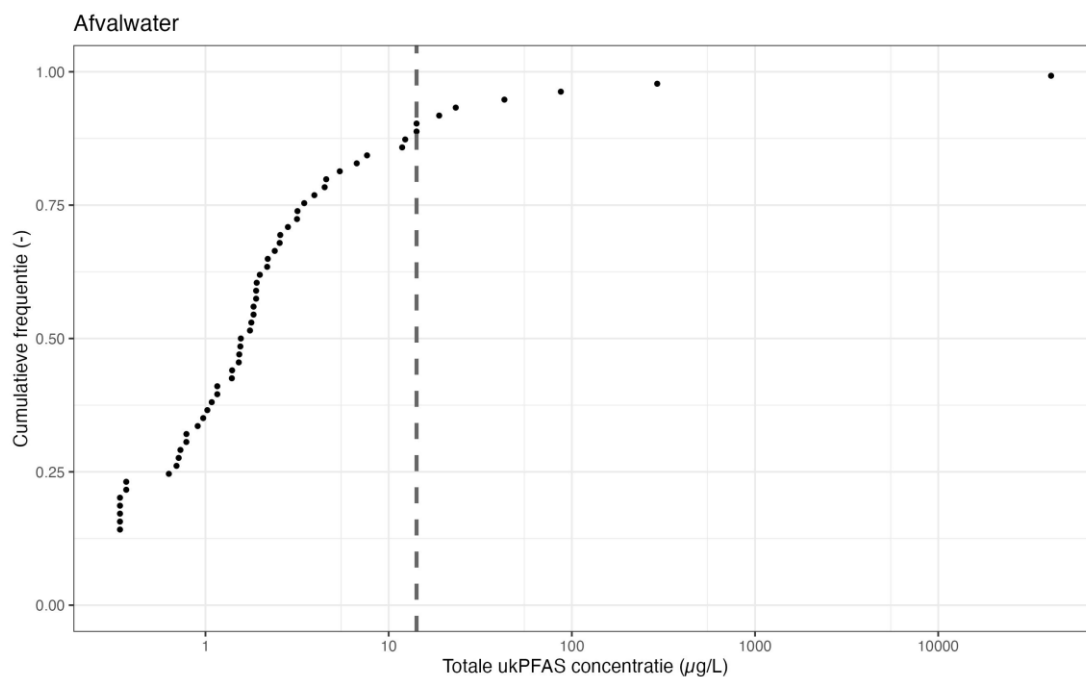
Figuur 5 toont de distributie van de somconcentraties van de ultrakorte PFAS (Σ ukPFAS). Opnieuw, elk punt toont de som aan ukPFAS op een bemonsterde locatie. De mediaanconcentratie van deze distributie ligt op 1.65 $\mu\text{g/L}$ (Tabel 5).

De hoogst gemeten concentratie van Σ ukPFAS was 41 311 $\mu\text{g/L}$ in afvalwater van een afvalverwerkingsbedrijf in Antwerpen, en ook de twee daaropvolgende hoogste concentraties werden gemeten in de sector afvalverwerking (Geel en Antwerpen, resp.), hoewel de concentraties daar meteen veel lager lagen (292 en 87 $\mu\text{g/L}$, resp.) (Figuur 6). Op 9 meetplaatsen lag de Σ ukPFAS concentratie onder de AG.

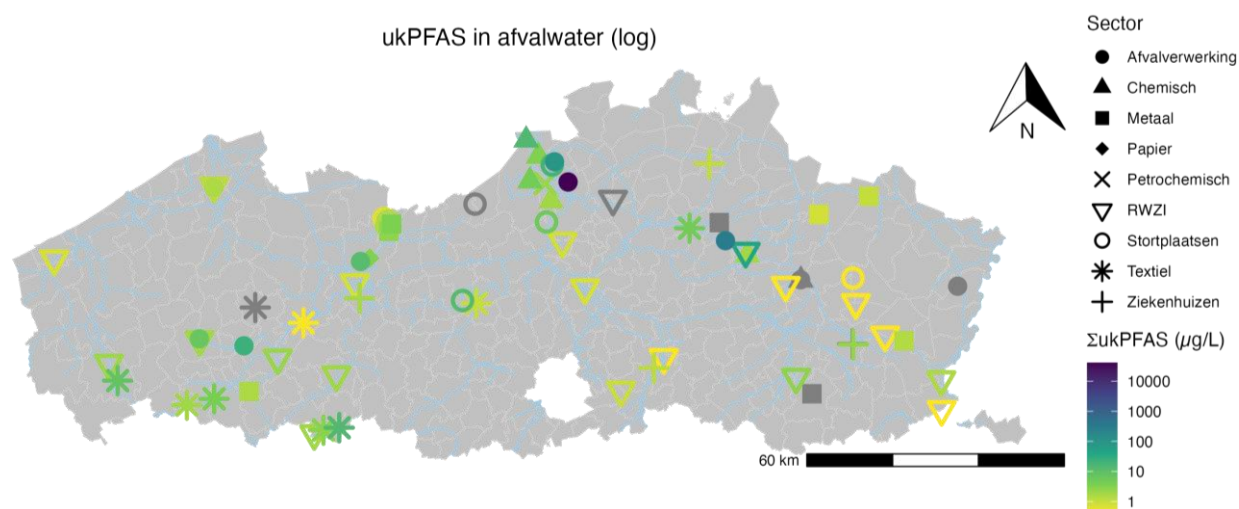
¹ De Σ PFAS en Σ ukPFAS werd berekend door de som van alle (uk)PFAS concentraties te nemen per staal en vervolgens de mediaan te nemen van alle sommen per locatie. Daardoor is het mogelijk dat de Σ ukPFAS lager ligt dan de maximum concentratie van één van de individuele ukPFAS.



Figuur 4: Cumulatieve distributiefrequentie van de totale PFAS concentratie (som PFAS) in afvalwater. De stippellijn toont het 90^{ste} percentiel van de distributie.



Figuur 5: Cumulatieve frequentiedistributie van de som van de ultra-korte PFAS in afvalwater. De stippellijn toont het 90^{ste} percentiel van de distributie.



Figuur 6: Geografische verspreiding van de Σ ukPFAS concentratie in afvalwater in Vlaanderen, uitgedrukt op $\mu\text{g/L}$ op logaritmische schaal. Grijs symbolen zijn locaties waar geen ukPFAS werden gedetecteerd ($<AG$) in afvalwater ($n=9$). Concentraties werden geplot op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken.

De gemiddelde en mediane concentraties per ukPFAS gerapporteerd in Tabel 6 werden berekend (overeenkomstige met de methode om om te gaan met *non-detects* (waarden $<AG$) in een dataset).

In de locaties waar TFA werd bemonsterd in afvalwater, wordt een mediane concentratie van $1.6 \mu\text{g/L}$ gemeten. De gemiddelde concentratie ligt veel hoger, nl. $718 \mu\text{g/L}$. Dit kan verklaard worden door de hoge variantie van de data en enkele *outliers*, aangezien het rekenkundig gemiddelde hier gevoelig voor is. De maximale concentratie aan TFA gemeten in afvalwater is immers $52900 \mu\text{g/L}$ (of $52,9 \text{ mg/L}$), wat de gemiddelde concentratie omhoogtrekt (Tabel 6).

Indien we de analyse doen, zonder de locatie met de maximale waarde van $52,9 \text{ mg/L}$, dan vinden we een gemiddelde concentratie TFA van $25.1 \mu\text{g/L}$, een mediaanconcentratie van $1.5 \mu\text{g/L}$, en een maximale concentratie van $2220 \mu\text{g/L}$ TFA.

Tabel 6: Beschrijvende statistiek van de gemeten individuele ukPFAS in afvalwater. Concentraties zijn uitgedrukt in $\mu\text{g/L}$. Min = minimum, max = maximum, % d = percentage stalen met detecties ($\geq AG$), % nd = percentage stalen met *non-detects* ($<AG$).

Doelstof	Gemiddelde	Mediaan	Min	Max	N locaties	% d	% nd
TFA	718	1.6	<0.3	52900	67	75	25
TFMS	2	<0.1	<0.1	71	67	22	78
PFPrS	0.2	<0.1	<0.1	3	67	1	99
PFPrA	2	<0.03	<0.03	78	67	28	72
PFEtS	0.07	<0.1	<0.1	1	67	1	99
2,2,3,3-TeFPrA	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	66	0	100
2,3,3,3-TeFPrA	<0.2	<0.2	<0.2	<0.2	67	0	100

3.1.3. WAT ZIJN DE VERSCHILLEN TUSSEN SECTOREN?

Overheen de sectoren zijn ukPFAS de dominante PFAS-categorie in vergelijking met korte keten PFAS, lange keten PFAS en andere PFAS (Figuur 7). De hoogste mediaanconcentratie van $\sum$ ukPFAS werd gemeten in de sector afvalverwerking (Tabel 7). Binnen de sector afvalverwerking ligt de mediaansom van de ukPFAS zelfs een factor 100 hoger dan die van de overige PFAS-categorieën. De mediaansom van de korte en lange keten PFAS ligt meestal tussen de 0.01 en 0.1 $\mu\text{g/L}$, terwijl de mediaansom van de ukPFAS eerder tussen de 1 en de 18 $\mu\text{g/L}$ ligt (voor locaties waar minstens één ukPFAS gedetecteerd is; Tabel 7, laatste kolom).

Tabel 7: Mediaan van de som ultra-korte PFAS per sector voor afvalwater. De mediaan werd berekend voor zowel alle locaties, als ook de locaties waar ukPFAS werden gekwantificeerd (zoals weergegeven in Figuur 7).

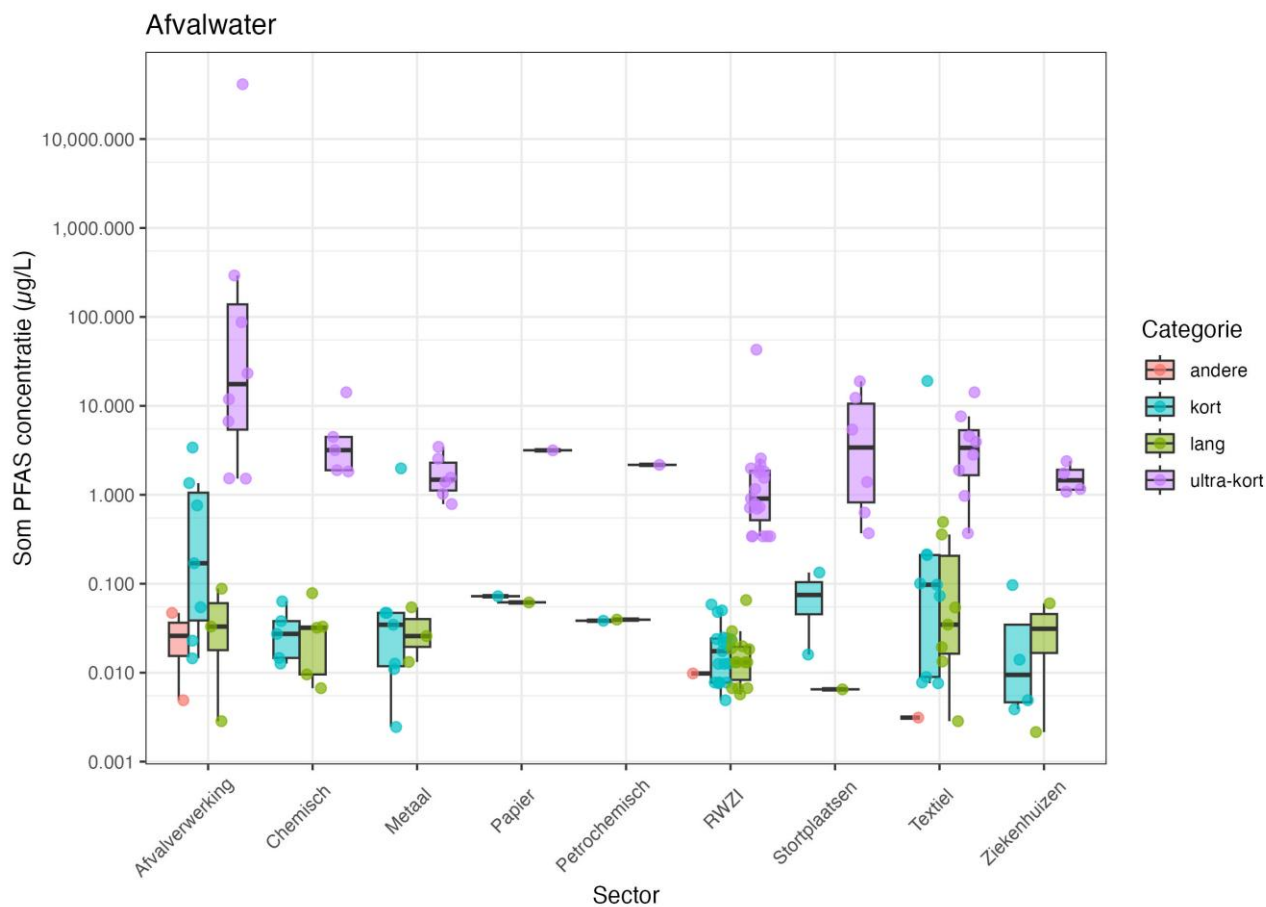
Sector	Mediaan $\sum$ ukPFAS ($\mu\text{g/L}$) (alle locaties)	Aantal locaties met groepsom = 0 $\mu\text{g/L}$	Mediaan $\sum$ ukPFAS ($\mu\text{g/L}$) (locaties met ukPFAS gekwantificeerd)
Afvalverwerking	9.27	2 (van de 10)	17.5
Chemisch	2.53	2 (van de 7)	3.18
Ziekenhuizen	1.16	1 (van de 5)	1.46
Metaal	1.21	1 (van de 7)	1.48
Papier	3.16	0 (van de 1)	3.16
Petrochemisch	2.17	0 (van de 1)	2.17
RWZI	0.85	1 (van de 20)	0.91
Stortplaatsen	1.39	1 (van de 7)	3.40
Textiel	2.82	1 (van de 9)	3.37

De *fingerprints* of PFAS-profielen geven aan welke PFAS per sector in de hoogste concentraties gekwantificeerd werden ($>\text{BG}$) (Figuur 8). **Bij de interpretatie van deze grafieken is het belangrijk in het achterhoofd te houden dat de detectiefrequentie van deze PFAS relatief laag is (Tabel 4).** Desalniettemin geven deze grafieken de *fingerprint* weer die potentieel kenmerkend kan zijn voor een bepaalde sector.

Opmerkelijk is dat het aantal PFAS in de *fingerprint* verschilt per sector, gaande van 19 in de sector afvalverwerking tot 7 in stortplaatsen. Een mogelijke verklaring voor dit verschil in aantal PFAS zou kunnen zijn dat bij afvalverwerkingsprocessen (zoals verbranding of chemische behandeling) verschillende transformatieproducten kunnen ontstaan, die bij het storten van afval niet vrijkomen. De sectoren “afvalverwerking” en “textiel” tonen de meeste variatie aan PFAS aanwezig in hun *fingerprint*.

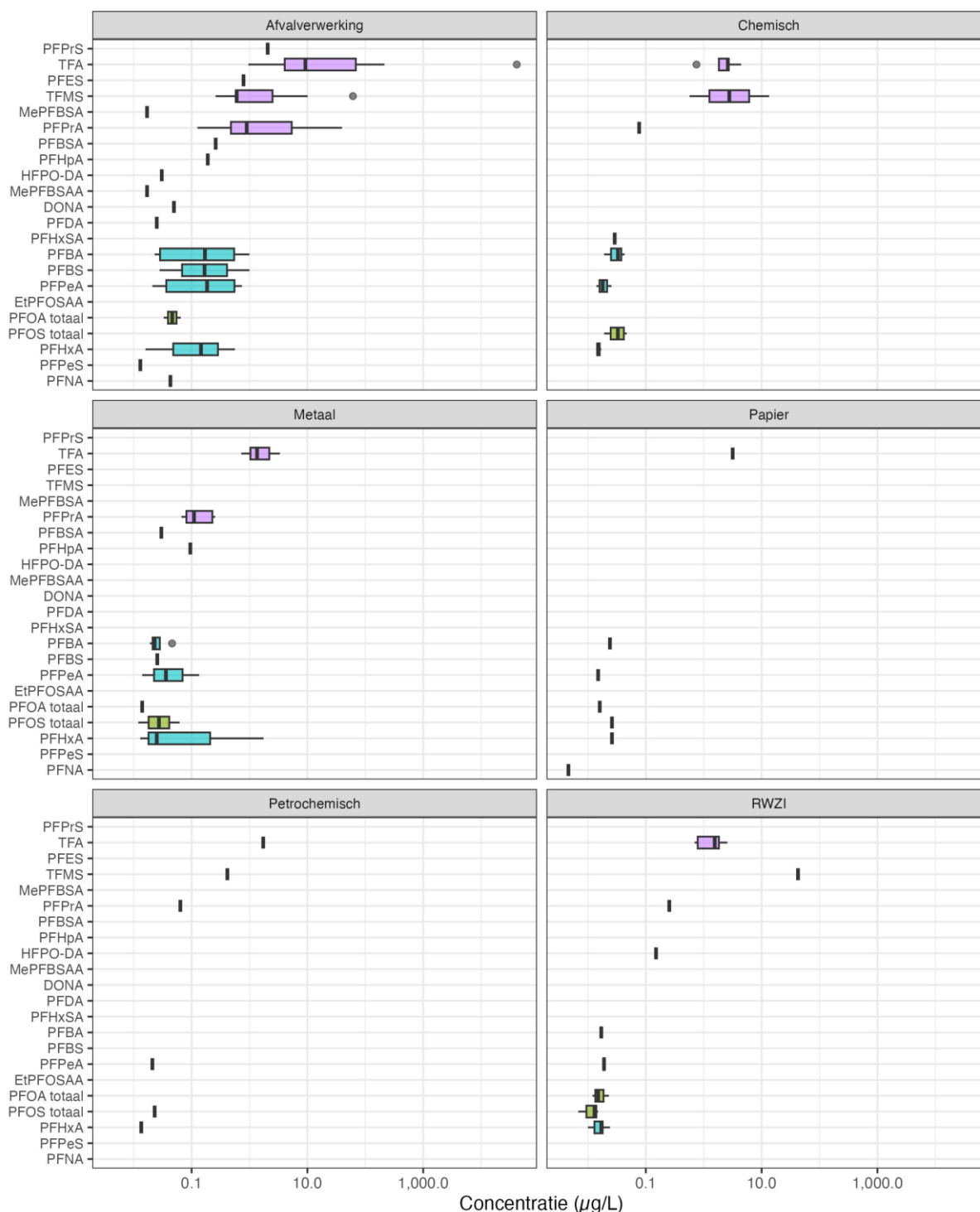
Een tweede belangrijke observatie is dat voor zo goed als alle sectoren TFA de hoogste mediaanconcentratie heeft in de *fingerprint*. Voor de papier- en petrochemie-sector moet wel worden opgemerkt dat er slechts één meetpunt is, wat het moeilijk maakt om voor deze sectoren een representatief beeld te krijgen. Bij uitzondering, heeft TFMS de hoogste mediaanconcentratie voor RWZIs, maar dit wordt veroorzaakt door één RWZI (Geel) waar TFMS in een hoge concentratie (42.4 $\mu\text{g/L}$) werd gemeten. In andere RWZIs ligt de concentratie van TFMS onder de AG. TFMS werd in gelijke mediaanconcentratie gemeten als TFA in de chemische sector.

UkPFAS (TFA, TFMS, maar ook PFPrS en PFPrA) is de PFAS-categorie met de hoogste mediaanconcentraties in iedere sector. Typisch worden deze gevolgd door de korte, en dan de lange keten PFAS. De groep met andere PFAS komt enkel voor in de sector afvalverwerking.



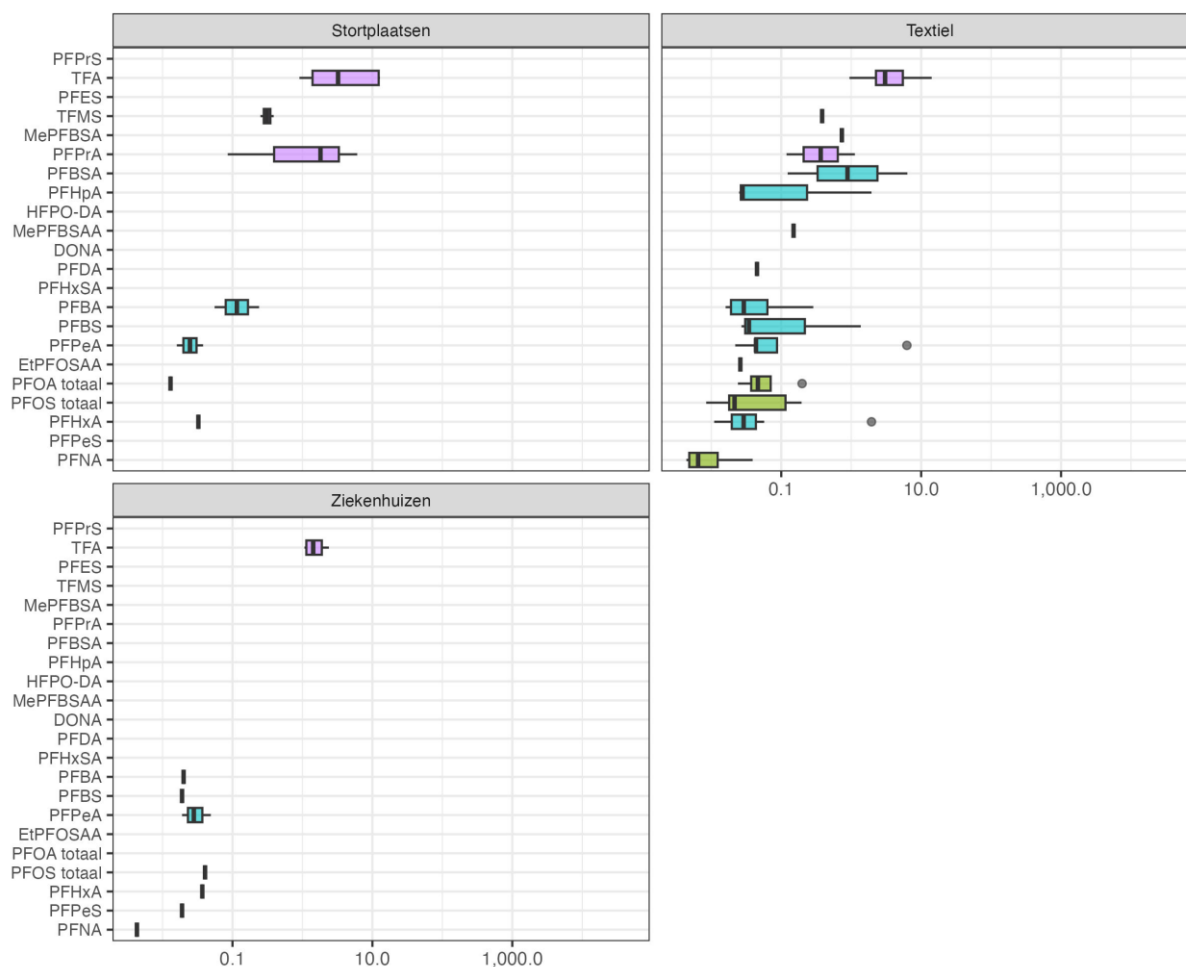
Figuur 7: Boxplot van de som concentratie per PFAS-categorie in afvalwater voor de verschillende sectoren. Locaties waar geen ukPFAS werden gekwantificeerd, en dus de groepsom gelijk is aan 0 µg/L, werden niet geplott op deze figuur. Elk punt stelt de mediaan voor van de groepsom berekend op één locatie binnen die sector.

Afvalwater



Figuur 8: Concentraties van individuele PFAS gekwantificeerd in afvalwater weergegeven als *fingerprint* per sector. PFAS zijn gerangschikt op mediaan van hoog naar laag. Concentraties <BG werden niet geplot. Paars = ultrakort, blauw = kort, groen = lang, rood = andere.

Afvalwater

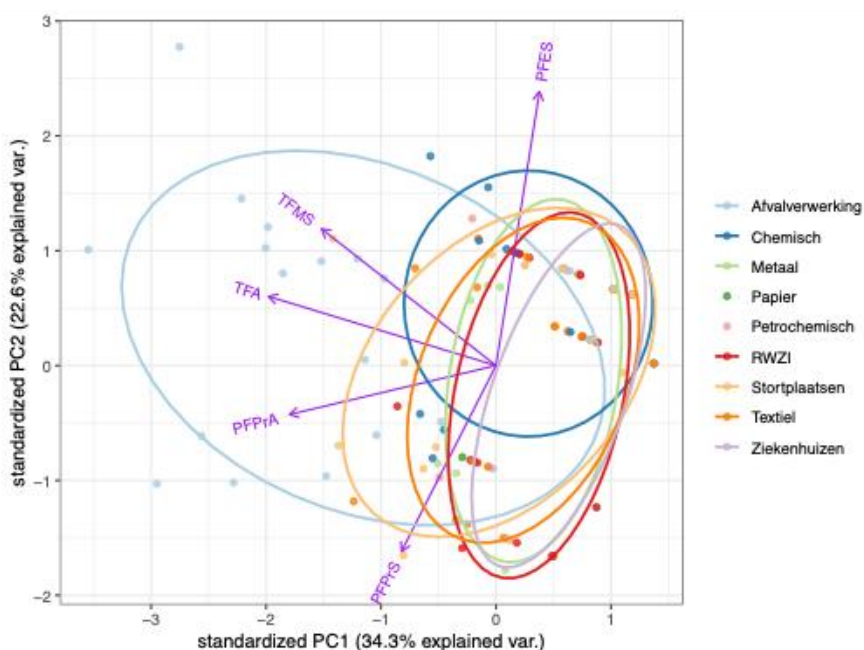


Figuur 11 (vervolg): Concentraties van individuele PFAS gekwantificeerd in afvalwater weergegeven als fingerprint per sector. PFAS zijn gerangschikt op mediaan van hoog naar laag. Concentraties <BG werden niet geplot. Paars = ultrakort, blauw = kort, groen = lang, rood = andere.

3.1.3.1. MULTIVARIATE ANALYSE (PCA)

Om de trends in afvalwater beter te begrijpen, en of er verschillen zijn tussen sectoren, werd een PCA-analyse uitgevoerd. Zowel de dataset met enkel ukPFAS (Figuur 9) als met alle PFAS samen (Figuur 10) werd bekeken. De ukPFAS 2,3,3,3-TeFPrA en 2,2,3,3-TeFPrA werden niet meegenomen in de analyse omdat deze geen variatie vertonen in afvalwater door enkel nulmetingen, waardoor de PCA-analyse met deze twee PFAS niet mogelijk is. Voor PCA-analyses is het belangrijk dat er genoeg datapunten aanwezig zijn t.o.v. het aantal co-variabelen (i.e., PFAS). Traditioneel wordt een ratio van 5 tot 10 voor het aantal waarnemingen t.o.v. het aantal co-variabelen aanbevolen. Zeker in het geval van de dataset met alle PFAS is het aantal datapunten relatief beperkt en moet de PCA dus voorzichtig geïnterpreteerd worden.

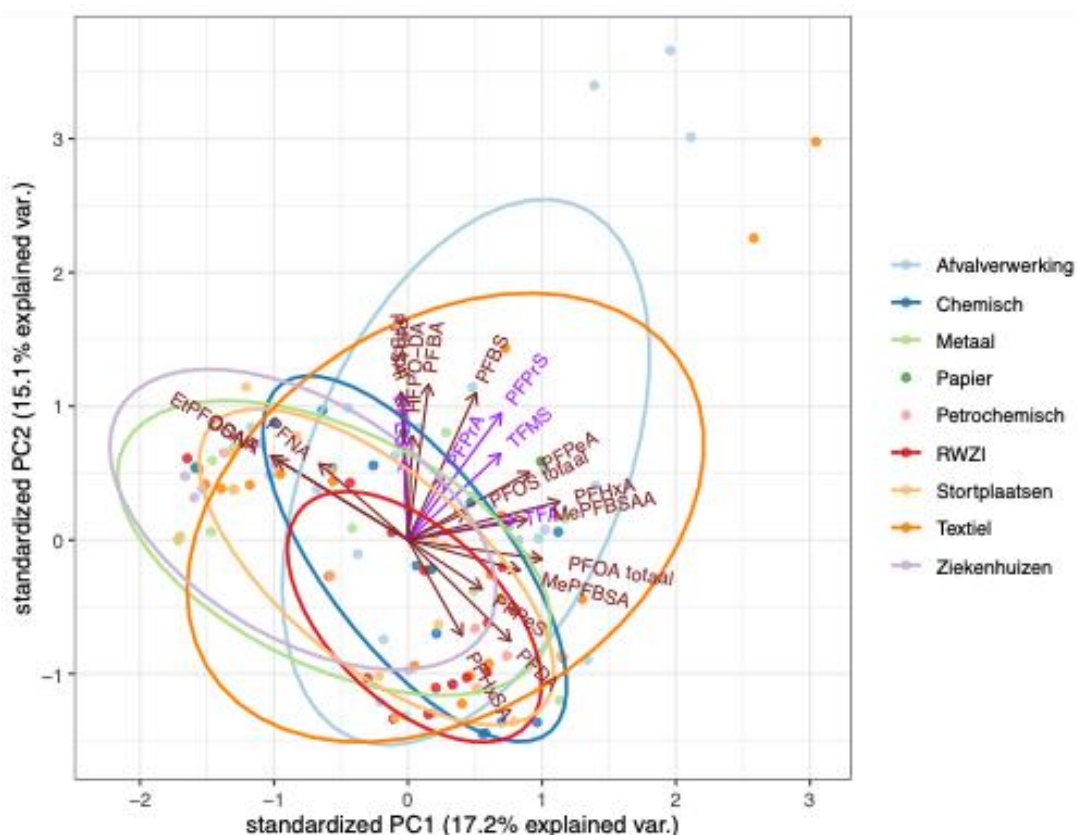
Voor de dataset met enkel ukPFAS is duidelijk op de biplot (Figuur 9) dat TFA de belangrijkste co-variabele is voor de eerste principale component (PC1, 33.7% variatie verklaard), samen met PFPrA en TFMS. PFPrS en in minder mate PFES en TFMS zijn vooral gelinkt met PC2 (21.9% variatie verklaard). De verschillen tussen de sectoren zijn beperkt, wat afgeleid kan worden uit het feit dat de ellipsen op de biplot sterk overlappen. Enkel de sector afvalverwerking springt eruit door het voorkomen van duidelijk hogere waarden van de ukPFAS (zowel volgens PC1 en PC2), alhoewel dient opgemerkt te worden dat niet alle afvalwaterstalen uit de sector afvalverwerking gekenmerkt worden door hoge ukPFAS concentraties.



Figuur 9: PCA biplot voor de dataset met enkel ukPFAS in AW. ukPFAS zijn weergegeven met paarse pijlen, de sectoren met gekleurde lijnen die aangeven waar 95% van de metingen per motief zich bevinden.

De PCA voor de volledige dataset (Figuur 10) verklaart minder variatie (32.6% variatie voor PC1 en 2), waarschijnlijk gekoppeld aan het hoge aantal co-variabelen (23 PFAS) t.o.v. het aantal datapunten (112 in dit geval). De waargenomen trends zijn dus minder sterk en het is moeilijk hier duidelijke conclusies aan te koppelen. De ukPFAS bepalen minder de variatie in vergelijking met langere PFAS ketens (kortere pijlen t.o.v. andere PFAS), waar o.a. PFPeA, PFBS, PFHxA en PFPeS het meest de variatie bepalen. Opnieuw is een sterke overlap van de sectoren merkbaar.

De reden waarom ukPFAS minder de variatie bepalen is tweevoudig: de ukPFAS (specifiek TFA) komen over het algemeen in hoge concentraties voor, en deze groep (opnieuw TFA dan) komt ook frequent voor. TFA wordt in het afvalwater van alle sectoren teruggevonden en draagt dus minder bij aan het “uniek karakter” van de PFAS-fingerprint binnen een bepaalde sector. De andere ukPFAS (bijv. 2,2,3,3-TeFPrA) werden maar beperkt teruggevonden en niet meegenomen in de PCA. Met gevolg, bepalen de ukPFAS dus minder de variatie in de PCA-analyse.



Figuur 10: PCA biplot voor de dataset met alle PFAS metingen in AW. ukPFAS zijn weergegeven met paarse pijlen, andere PFAS met rode pijlen. De sectoren zijn aangeduid met gekleurde lijnen die aangeven waar 95% van de metingen per motief zich bevinden.

3.1.4. VERGELIJKING MET HET HUIDIGE NORMENKADER

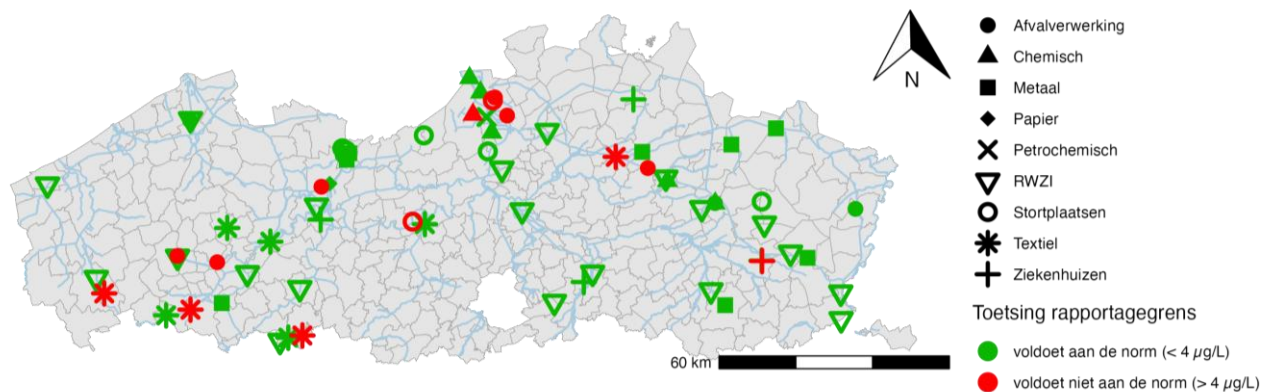
Voor TFA werd op 14 van de 67 onderzochte locaties minstens in één monster (i.e., op één tijdstip) een overschrijding van de rapportagegrens vastgesteld (Figuur 11A). Hiertoe behoorden 6 afvalverwerkingsbedrijven, 4 textielbedrijven, 2 stortplaatsen, 1 chemisch bedrijf en 1 ziekenhuis. Gezien de mediane concentratie van TFA overheen alle bemonsterde afvalwaters 1.6 µg/L bedraagt, en de rapportagegrens 4 µg/L bedraagt, voldoet minstens 50% van alle afvalwaters aan deze toetsingswaarde. Het 90^{ste} percentiel (P₉₀) van de TFA concentraties bedraagt echter 13 µg/L wat bevestigt dat een aanzienlijk aandeel van de afvalwaters de rapportagegrens overschrijdt. Voor TFMS (Figuur 11B) en PFPrA (Figuur 11D) waren er overschrijdingen op 9 en 8 locaties, resp., en voor PFPrS (Figuur 11C) en PFETs (Figuur 11E) op slechts 1 locatie. Proportioneel werden de meeste overschrijdingen voor de verschillende ukPFAS waargenomen voor afvalverwerkingsbedrijven (Tabel 8). 2,2,3,3-TeFPrA en 2,3,3,3-TeFPrA werden op geen enkele locatie gedetecteerd in afvalwater en overschreden dus bijgevolg nergens de norm (niet getoond). Het hoogst aantal overschrijdingen van de rapportagegrens in de sector afvalverwerking ligt in lijn met de hoge concentraties van ukPFAS in afvalwater van deze sector (Figuur 7).

Tabel 8: Overzicht van het aantal locaties per sector per ukPFAS waar de rapportagegrens minstens één keer werd overschreden (o.b.v. maximaal gemeten concentratie). Ter referentie wordt de rapportagegrens weergegeven in ng/L.

Sector	n	TFA	TFMS	PFPrS	PFPrA	PFETs
<i>Rapportagegrens (ng/L)</i>		<i>4000</i>	<i>500</i>	<i>1000</i>	<i>500</i>	<i>500</i>
Afvalverwerking	10	6	5	1	5	1
Chemisch	6	1	2	0	0	0
Metaal	8	0	0	0	0	0
Papier	1	0	0	0	0	0
Petrochemisch	1	0	0	0	0	0
RWZI	20	0	1	0	0	0
Stortplaatsen	7	2	0	0	2	0
Textiel	9	4	0	0	1	0
Ziekenhuizen	5	1	0	0	0	0
TOTAAL	67	14	8	1	8	1

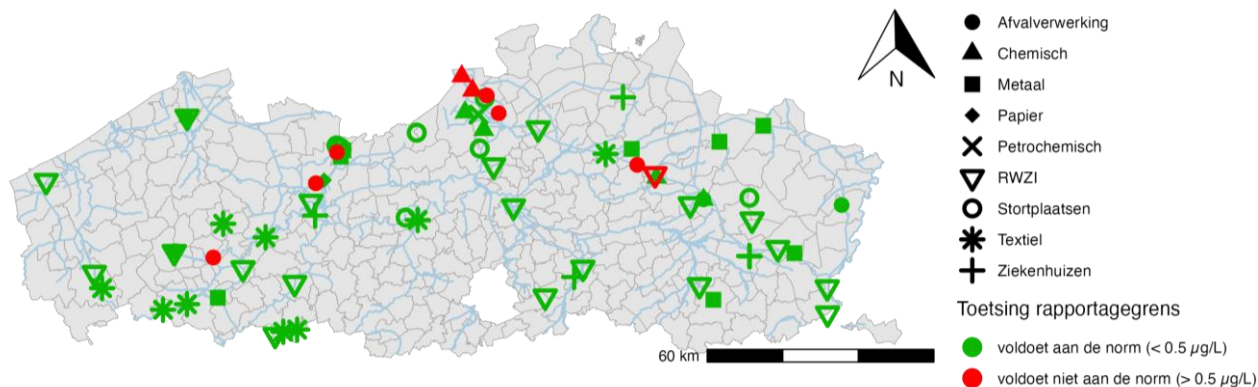
A

TFA in afvalwater



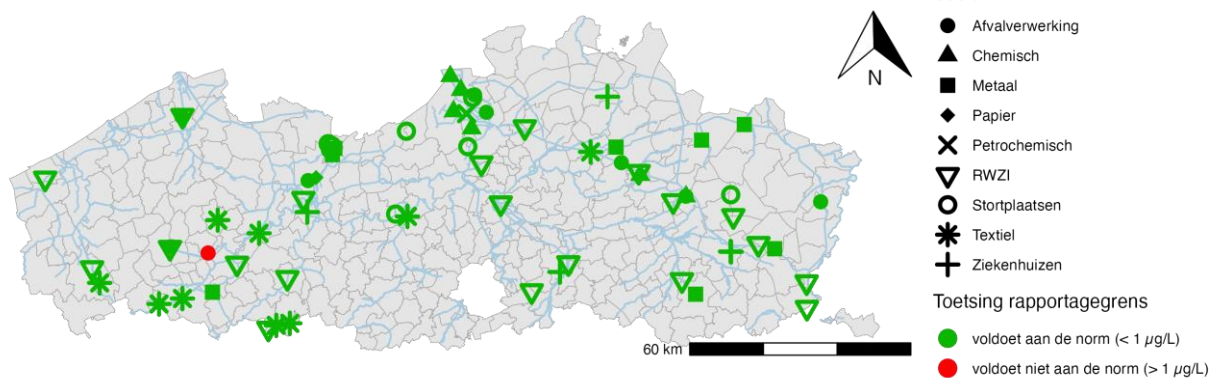
B

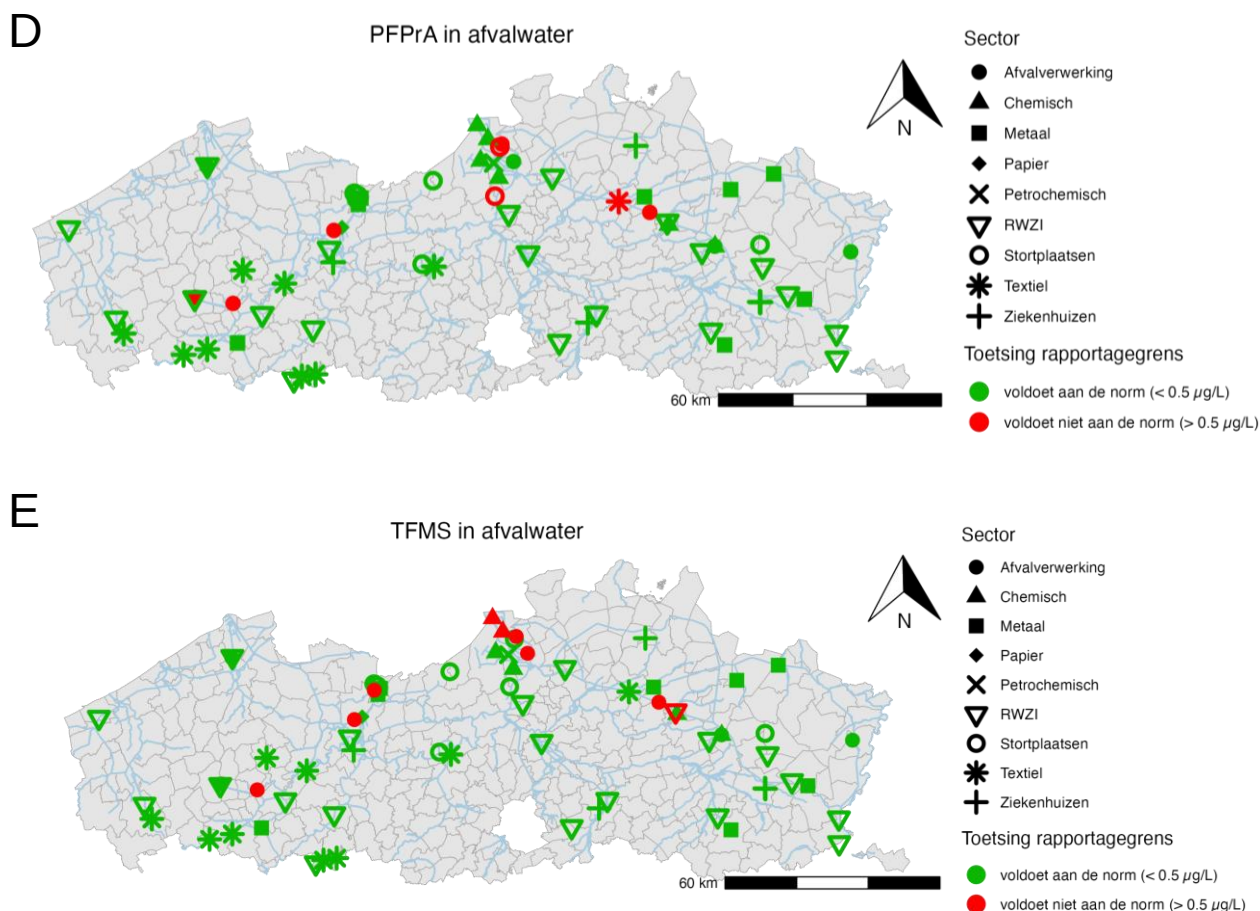
TFMS in afvalwater



C

PFPPrS in afvalwater





Figuur 11: Geografische verspreiding van de overschrijdingen van rapportagegrens per ukPFAS op basis van de maximaal gemeten concentratie per locatie, voor A) TFA, B) TFMS, C) PFPrS, D) PFPrA en E) PFETs.

3.1.5. VERGELIJKING MET DE BUURLANDEN

De TFA concentraties gemeten in afvalwater in Vlaanderen zijn hoger vergeleken met deze in Duitsland en Zweden. In Duitsland werden gemiddelde concentraties in industrieel afvalwater gerapporteerd tussen 0.6 en 1.3 µg/L terwijl het gemiddelde in Vlaanderen 718 µg/L was. Een mogelijke verklaring voor het grote verschil in concentraties tussen de huidige studie en de studies in Duitsland en Scandinavië is daarom het aantal geanalyseerde stalen. Zoals vermeld in Tabel 9, zijn de afvalwaterstalen in deze andere studies zeer beperkt, nl. 2 tot 3 stalen. Een andere verklaring is de sterke invloed van de locatie waar een extreem hoge concentratie TFA is gemeten (nl. 52,9 mg/L). Als deze locatie wordt uitgesloten uit de analyse, dan wordt een gemiddelde concentratie TFA van 25.1 µg/L gevonden. Deze gemiddelde waarde ligt een stuk dichterbij de gerapporteerde gemiddelde concentraties TFA uit Duitsland, maar is wel nog altijd hoger. Het uitsluiten van de locatie met de hoge waarde toont ook de gevoeligheid van de gemiddelde concentratie ten opzichte van extreme *outliers*. Dit zien we ook in de mediaanconcentratie, die weinig beïnvloed wordt door extreme waarden. De mediaanconcentratie TFA die gevonden werd is 1.6 µg/L voor alle metingen in de huidige campagne. 50% van de bemonsterde locaties hebben dus een TFA concentratie van 1.6 µg/L of minder (Tabel 6).

Wat betreft de andere ukPFAS, zijn de aantoonbaarheidsgrenzen van Kärman et al. en Björnsdotter et al. 10 tot 1000 keer lager dan degene in de huidige studie, wat een directe vergelijking van de concentraties bemoeilijkt. Desalniettemin zijn de maximale waarden van de ukPFAS in Vlaams afvalwater hoger dan die uit de andere studies. Eén van de mogelijke verklaringen voor het grote verschil in concentraties tussen de huidige studie en de studies in Duitsland en Scandinavië zou eveneens het aantal geanalyseerde stalen kunnen zijn. Zoals vermeld in Tabel 9, zijn de afvalwaterstalen in deze andere studies zeer beperkt, nl. 2 tot 3 locaties, terwijl in de huidige studie 67 locaties werden bemonsterd. Bovendien is afvalwater in andere landen mogelijks onderhevig aan andere wetgevingen en zijn bedrijven onderhevig aan andere lozingsvergunningen, wat ook het verschil in concentraties kan verklaren. Tot slot werden in Kärman et al. (2019) enkel stedelijke RWZI bemonsterd, en geen industriële effluënten zoals in de huidige studie het geval was, wat ook de hogere concentraties in Vlaanderen kan verklaren.

Tabel 9: Overzicht van ukPFAS concentraties in afvalwater van buurlanden en andere Europese landen gerapporteerd in literatuur. Voor de huidige studie wordt “mediaan (min–max), gemiddelde” gegeven, voor de andere studies wordt het bereik (min–max) gegeven, tenzij anders vermeld.

Regio	Concentratie (µg/L)	Jaar stalname	Bron
België, Vlaanderen (n=66)	TFA: 1.6 (<0.3 - 52900), 718 TFMS: <0.1 (<0.1 - 71), 2 PFPrS: <0.1 (<0.1 - 3), 0.05 PFPrA: <0.03 (<0.03 - 78), 2 PFETs: <0.1 (<0.1 - 1), 0.02 2,2,3,3-TeFPrA: <0.1 2,3,3,3-TeFPrA: <0.2	2024	Huidige studie
Duitsland (n=3)	TFA: gemiddelden tussen 0.6 – 1.3	2016/2017	Scheurer et al. 2017
Denemarken (n=2)	PFPrS: <0.00014 – 0.00027 PFPrA: 0.00179 – 0.00202 PFETs: <0.00054	2017	Kärman et al. 2019
Noorwegen (n=2)	PFPrS: <0.00014 PFPrA: 0.00340 - 0.00393 PFETs: <0.00054	2017	Kärman et al. 2019
Zweden (n=2)	TFA: 0.033 – 0.2 TFMS: <0.0001 – 0.0022 PFPrS: <0.0001 – 0.0005 PFPrA: <0.0006 – 0.0011 PFETs: <0.00024 – 0.00026	2019	Björnsdotter et al. 2021
Zweden (n=2)	PFPrS: <0.00014 – 0.00057 PFPrA: 0.00591 – 0.00703 PFETs: 0.00073 – 0.00129	2017	Kärman et al. 2019
Finland (n=2)	PFPrS: <0.00014 – 0.00016 PFPrA: 0.00226 – 0.00233 PFETs: <0.00054 – 0.0006	2017	Kärman et al. 2019
IJsland (n=2)	PFPrS: 0.00076 – 0.00601 PFPrA: 0.0176 – 0.0342 PFETs: <0.00054 – 0.00064	Niet beschikbaar	Kärman et al. 2019
Faroe eilanden (n=2)	PFPrS: 0.00069 – 0.00184 PFPrA: <0.0014 – 0.00295 PFETs: <0.00054 – 0.00073	2017	Kärman et al. 2019
Groenland (n=2) (onbehandeld AW)	PFPrS: 0.00021 – 0.00088 PFPrA: 0.00732 – 0.0472 PFETs: <0.00054	2017	Kärman et al. 2019

3.2. OPPERVLAKTEWATER

3.2.1. WELKE (UK)PFAS WORDEN GEDETECTEERD?

Tabel 10 toont het aantal detecties van de verschillende PFAS voor alle stalen en onderzochte locaties voor oppervlaktewater. Tijdens de meetcampagne werden ukPFAS gemeten op 42 locaties. Maar niet voor alle PFAS zijn metingen beschikbaar op al deze locaties vanwege interferentie tijdens de chemische analyse (bijvoorbeeld voor PFTrDS zijn maar voor 7 locaties metingen beschikbaar tijdens de ukPFAS meetcampagne).

Iedere geanalyseerde ukPFAS werd op minstens één van de onderzochte locaties gedetecteerd (>AG) (Tabel 10). Gelijkend aan afvalwater werd TFA ook het vaakst gedetecteerd in oppervlaktewater (88% van de locaties, 76% van de stalen), gevolgd door TFMS en PFPrA, hetzij in veel minder locaties, zijnde slechts in 14 en 12% van de locaties, respectievelijk).

Tabel 10: Aantal detecties en aantal locaties met detecties per PFAS voor oppervlaktewater. Een aantal stoffen staan niet gerapporteerd in de tabel vanwege interferentie tijdens de chemische analyse (6:2/8:2 diPAP, 8:2 diPAP, PFHxDA, en PFODA).

PFAS	Aantal stalen	% stalen waarin gedetecteerd	Aantal locaties	% locaties waar gedetecteerd
Ultra-korte keten PFAS				
2,2,3,3-TeFPrA	94	2	42	2
2,3,3,3-TeFPrA	94	1	42	2
PFEtS	94	2	42	2
PFPrA	94	6	42	12
PFPrS	94	2	42	2
TFA	94	76	42	88
TMFS	94	10	42	14
Korte keten PFAS				
MePFBSA	97	2	42	2
MePFBSAA	97	11	42	12
PFBA	94	22	42	33
PFBS	97	19	42	26
PFBSA	97	26	42	48
PFHpA	97	16	42	21
PFHpS	85	4	42	5
PFHxA	97	43	42	55
PFHxS totaal	97	9	42	12
PFHxSA	97	10	42	12
PFPeA	97	9	42	14
PFPeS	97	12	42	17
Lange keten PFAS				
EtPFOSA totaal	97	0	42	0
EtPFOSAA	61	3	37	5

MePFOSA totaal	78	0	42	0
MePFOSAA	97	10	42	14
PFDA	97	4	42	5
PFDODA	79	0	41	0
PFDODS	65	0	37	0
PFDS	97	0	42	0
PFNA	97	3	42	5
PFNS	97	1	42	2
PFOA totaal	97	14	42	21
PFOS	97	26	42	33
PFOS totaal	97	24	42	31
PFOSA totaal	97	4	42	5
PFTeDA	12	0	12	0
PFTrDA	49	0	31	0
PFTrDS	8	0	7	0
PFUnDA	90	0	42	0
PFUnDS	90	0	42	0
Andere PFAS				
4:2 FTS	68	0	38	0
6:2 FTS	97	3	42	5
8:2 FTS	97	0	42	0
10:2 FTS	97	0	42	0
6:2 diPAP	18	0	18	0
DONA	97	2	42	2
HFPO-DA	79	5	42	5
PFECHS	97	3	42	5

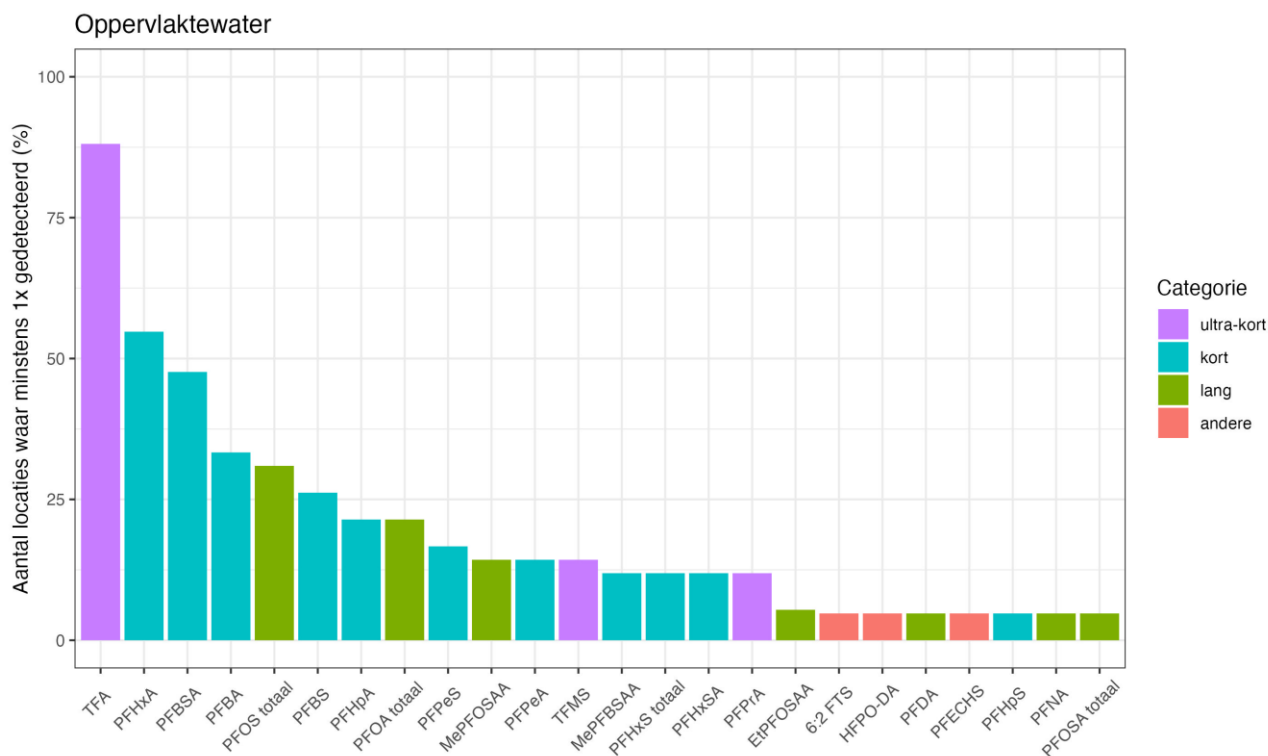
Net zoals in afvalwater, ligt de detectiefrequentie van PFAS (uitgezonderd TFA) in oppervlaktewater laag. Er zijn 14 van de 46 gemeten stoffen die niet gedetecteerd werden op de bemonsterde locaties. Daarnaast zijn er 18 van de 46 stoffen die een detectiefrequentie in de stalen van minder dan 10% hebben (dus in minder dan 10% van de geanalyseerde stalen lag de concentratie boven de AG). Van alle gemeten PFAS werd enkel TFA gedetecteerd in meer dan 50% van de stalen, nl. in 76% van de stalen en 88% van de locaties. Van de ukPFAS, hebben TFMS en PFPrA respectievelijk de tweede en derde hoogste detectiefrequentie, in 6 en 5 van de locaties. De andere ukPFAS werden telkens slechts gevonden op één locatie.

Bij de korte keten PFAS hebben een aantal stoffen een vrij gemiddelde detectiefrequentie: PFHxA met 43.3%, PFBA met 22.3%, PFBS met 18.6%, en PFBSA met 25.8%. Binnen deze groep, werden PFHxA en PFBSA ook gevonden op de meeste locaties, met respectievelijk 23 en 20 van de 42 bemonsterde locaties.

De lange keten PFAS tonen lagere detectiefrequenties, met uitzondering van PFOS (26% voor de lineaire, en 24% van het totaal [som lineair en vertakt]). Een aantal stoffen werd ook maar op een beperkt aantal locaties bemonsterd, zoals PFTeDA (12 locaties), PFTrDA (31 locaties) en PFTrDS (slechts op 7 locaties).

De groep met andere PFAS werden het minst gedetecteerd, waarbij slechts een aantal stoffen op 1 of 2 locaties voorkomen. Desondanks dat HFPO-DA slechts op 2 locaties werd gedetecteerd, heeft deze wel een detectiefrequentie van 5% (i.e., gemeten in concentraties boven de AG in 5% van de stalen).

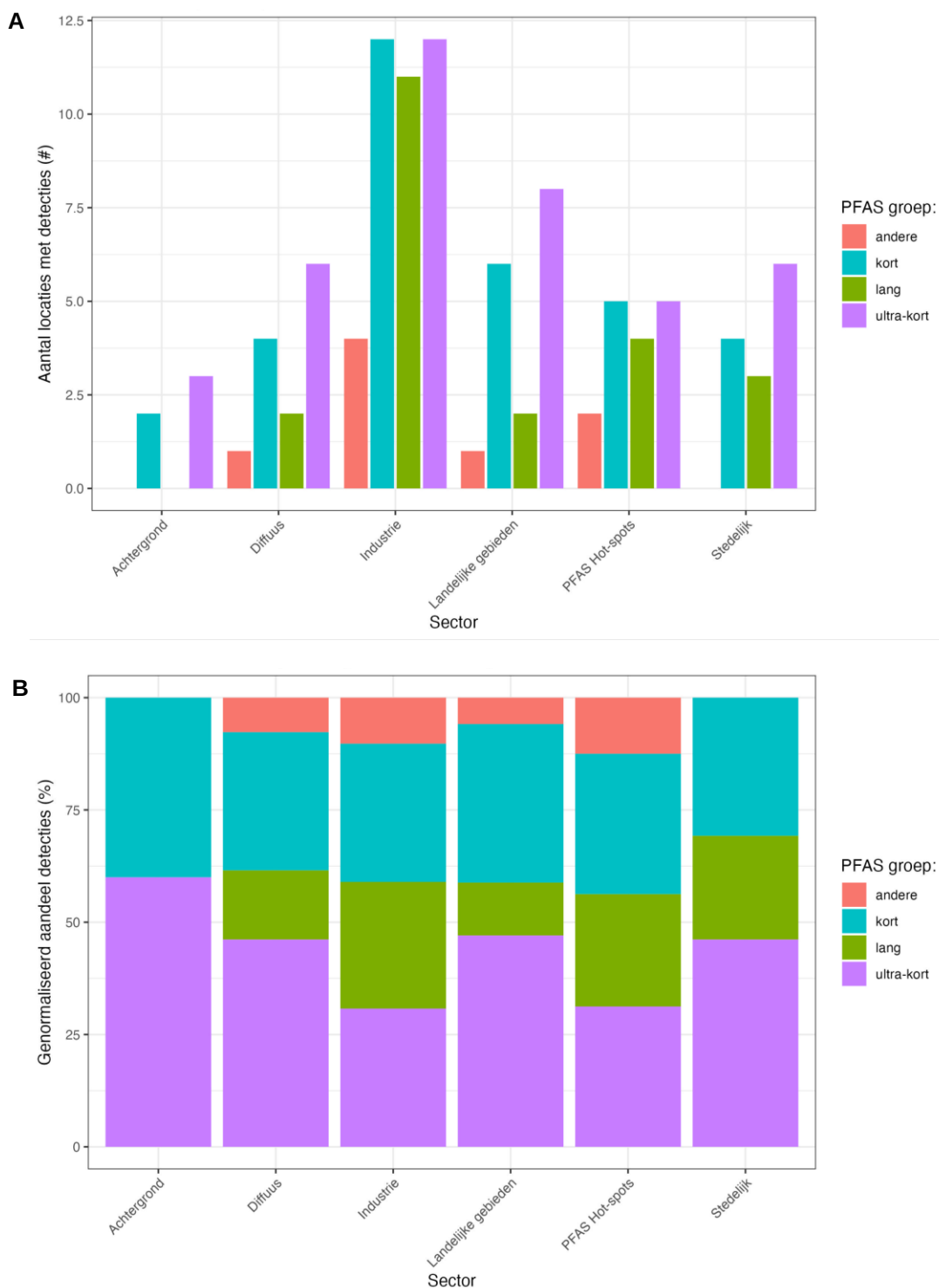
De detectiefrequenties voor locaties per PFAS uit Tabel 10 werd ook visueel uitgezet in Figuur 12. TFA werd het meest gedetecteerd, gevolgd door de korte-keten PFAS PFHxA, PFBSA en PFBA. Van de lange ketens, is het PFOS en PFOA die het meest gedetecteerd werden.



Figuur 12: Detectiefrequentie voor de individuele PFAS in oppervlaktewater, uitgedrukt als het percentage locaties waar de stof minstens één keer gedetecteerd is (boven de AG). Enkel de eerste 20 stoffen met de hoogste detectiefrequentie zijn geplot op de figuur, gerangschikt van hoog naar laag.

In absoluut aantal locaties (Figuur 13A) werden ukPFAS consistent gedetecteerd in alle motieven, maar waren ze niet overal dominant. In de motieven “Industrie”, “Landelijke gebieden” en “PFAS Hot-spots” werden korte-keten PFAS namelijk het vaakst gedetecteerd. UkPFAS werden het vaakst gedetecteerd in de overige motieven, waarvan Industrie en Landelijke gebieden het hoogste aantal detecties hadden. De lange keten PFAS werden ook vaak gedetecteerd in het motief “Industrie”, terwijl deze in de andere motieven veel lager lagen, of helemaal niet gedetecteerd werden (in “Achtergrond” en “Diffuus”).

De bijdrage van ukPFAS aan het totaal gemeten PFAS is het hoogst in het motief “Achtergrond” (Figuur 13B). Echter hier was het aantal detecties beperkt (twee detecties uit de ultra-korte groep, en één detectie uit de korte PFAS-groep). Maar ook in de motieven “Diffuus”, “Landelijke gebieden” en “Stedelijk” is er een relatief grote bijdrage van ukPFAS. In “Industrie” en “PFAS Hot-spots” wordt ukPFAS een kleinere of gelijke bijdrage toebedeeld dan korte- en lange-keten PFAS. De groep met lange-keten PFAS vormt vaak het kleinste aandeel, of komt niet terug. De groep met andere PFAS komt enkel terug in de motieven “Diffuus”, “Industrie”, en “PFAS Hot-spots”.



Figuur 13: Detectiefrequentie in oppervlaktewater van de verschillende PFAS-categorieën (ultra-kort, kort, lang, of andere) uitgezet per sector. A) Aantal locaties waar iedere PFAS-categorie werd gedetecteerd en B) de proportionele verdeling (%) van de detectiefrequentie van iedere PFAS-categorie. Het aantal onderzochte locaties per sector is weergegeven op de x-as van Figuur 13A.

3.2.2. WELKE CONCENTRATIES WORDEN ER WAARGENOMEN?

Tabel 11 geeft een overzicht van de berekende som PFAS-concentraties (Σ PFAS) in oppervlaktewater, alsook de concentratie per groepsom (ultra-kort, kort, lang, en de andere PFAS). De mediaan, het 90^{ste} percentiel, en de maximale concentratie zijn gegeven. Voor de som van de PFAS (Σ PFAS) zijn de ultrakorte PFAS niet meegerekend.

De mediaan en het 90^{ste} percentiel (P_{90}) van de Σ PFAS concentratie zijn 7.5 ng/L en 180 ng/L respectievelijk, terwijl de maximale concentratie op net geen 130 000 ng/L (of 130 μ g/L) ligt. Ondanks dat dus 90% van de bemonsterde locaties een totale PFAS concentratie van minder dan 180 ng/L heeft, ligt de maximaal gevonden Σ PFAS-gehalte meer dan een factor 700 hoger, i.e., op bijna 129 μ g/L.

De som aan korte keten PFAS ligt op een mediane concentratie van 5.58 ng/L, terwijl zowel lange als de andere PFAS op 0 ng/L liggen (i.e., alle metingen in de som liggen onder de AG).

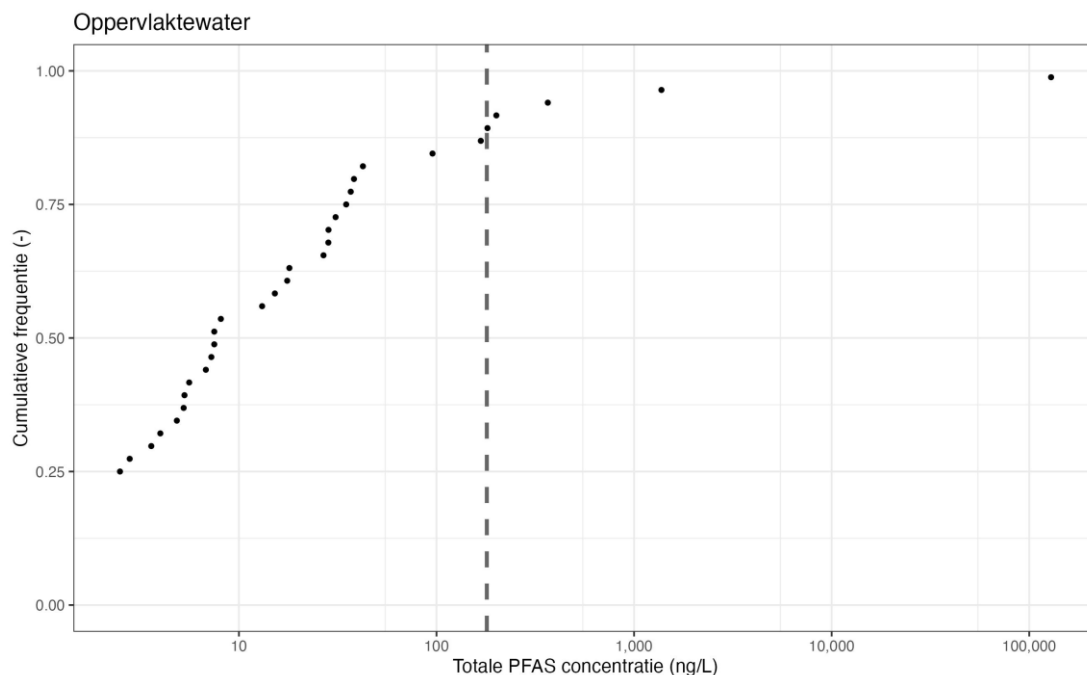
De ultrakorte keten PFAS worden niet meegenomen in de Σ PFAS. De mediaansom van de ultrakorte keten (Σ ukPFAS) heeft een concentratie van 1998 ng/L, wat een stuk hoger ligt dan de mediaanconcentratie van de Σ PFAS (op 7.5 ng/L). Echter als we de maximale concentraties vergelijken, ligt de gevonden Σ PFAS hoger dan de Σ ukPFAS, namelijk 129 μ g/L aan Σ PFAS t.o.v. 80 μ g/L aan Σ ukPFAS.

Tabel 11: Overzicht van de som van de PFAS-concentraties in oppervlaktewater. De mediaan (50ste percentiel), het 90^{ste} percentiel, en de maximale mediaansom werden berekend voor de totale PFAS (Σ PFAS zonder ultrakorte), en de verschillende categorieën (ultra-kort, korte, lange, en andere). Concentraties in ng/L.

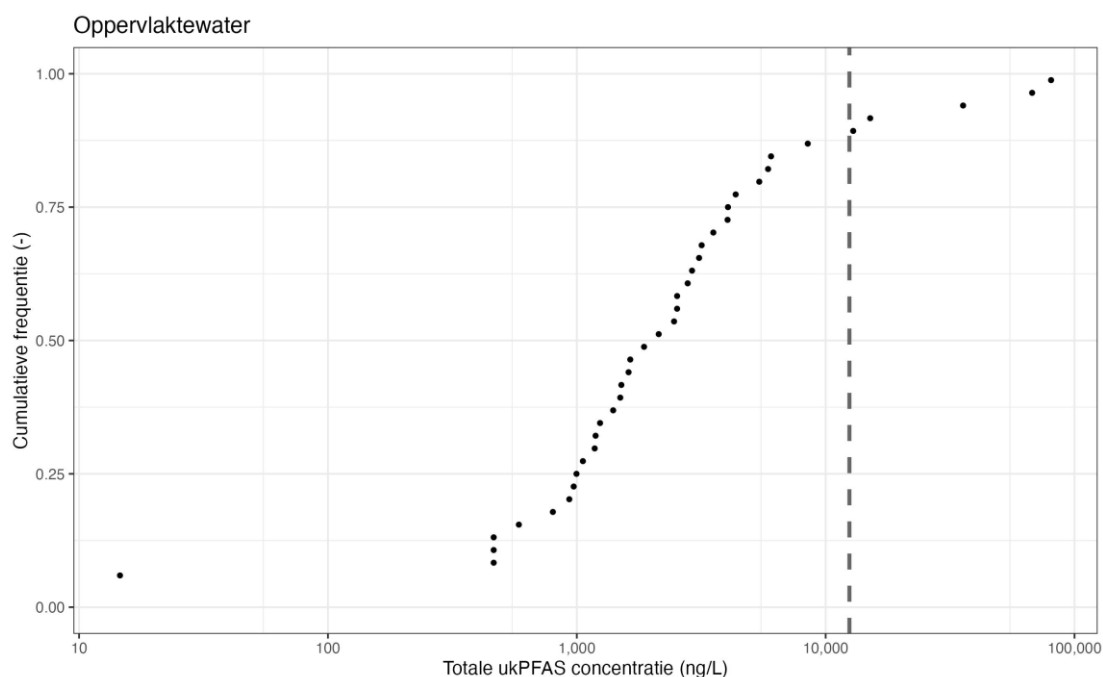
Categorie	P50-concentratie (ng/L)	P90-concentratie (ng/L)	Maximale concentratie (ng/L)
Σ PFAS	7.5	180	128 987
Ultra-korte	1998	12 458	80 502
Korte	5.58	76.8	51 910
Lange	0	84.4	77 039
Andere	0	2.5	61.7

Figuur 14 toont de cumulatieve distributie aan de som PFAS (Σ PFAS) in oppervlaktewater. De figuur start op een y-waarde van 0.25, wat erop wijst dat 25% van de bemonsterde locaties een Σ PFAS heeft van 0 ng/L. Alle bemonsterde PFAS (uitsluitend de ukPFAS) toonden op deze locaties geen detecties (<AG), wat leidde tot een som van 0 ng/L. Het 90^{ste} percentiel ligt op 180 ng/L. 90% van de bemonsterde oppervlaktewateren heeft dus een totale PFAS-concentratie minder dan 180 ng/L.

Figuur 15 toont de analoge distributie voor de som aan ultrakorte PFAS (Σ ukPFAS). Ieder punt toont een meetlocatie waarvoor de mediaansom van de ukPFAS berekend is. De stippellijn toont het 90^{ste} percentiel van zo'n 12.5 μ g/L.

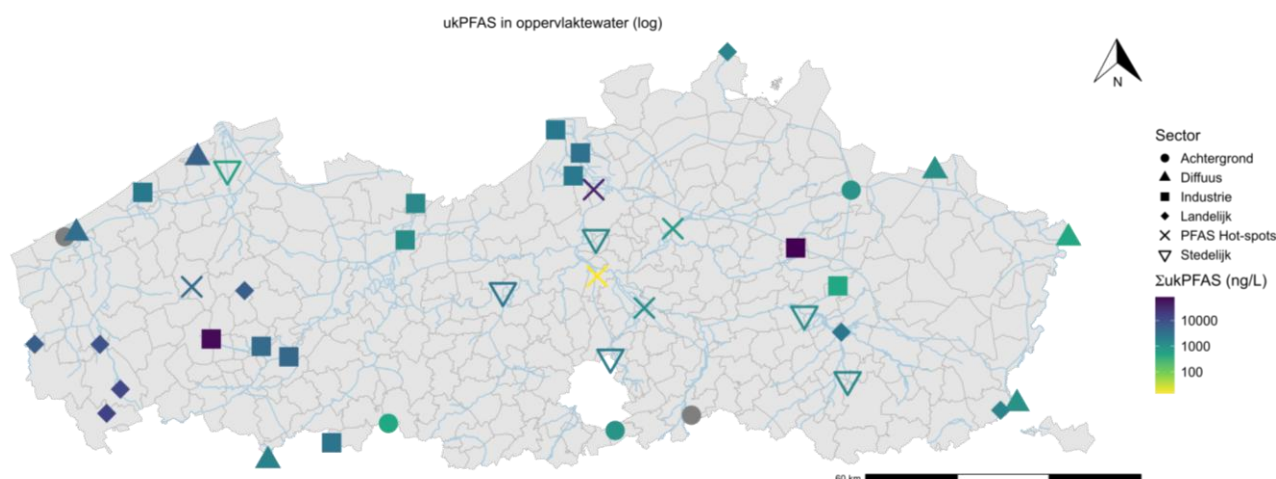


Figuur 14: Cumulatieve frequentiedistributie van de totale PFAS concentratie (som PFAS) in oppervlaktewater. De stippellijn toont het 90^{ste} percentiel van de distributie.



Figuur 15: Cumulatieve frequentiedistributie van de som van de ultra-korte PFAS in oppervlaktewater. De stippellijn toont het 90^{ste} percentiel van de distributie.

De hoogste Σ ukPFAS concentratie werd gemeten in de Grote Nete – Nete in Geel (motief “Industrie”) en bedroeg 80 502 ng/L². Hierop volgde de Kazandbeek in Roeselare (eveneens met motief “Industrie”, 67 563 ng/L), de Palingbeek in Antwerpen (“PFAS Hot-spots”, 35 668 ng/L) en verschillende locaties behorende tot het motief “Landelijke gebieden” met concentraties tussen 5870 en 15 100 ng/L. Aan het andere einde van het spectrum bevinden zich twee achtergrondlocaties (Paddenpoel, Oud-Heverlee en een naamloze waterloop van het IJzerbekken, Koksijde) waarbij de Σ ukPFAS nul is³. Opmerkelijk is ook dat op de PFAS Hot-Spot in Willebroek (Fabrieksloop-Geulloop) slechts een concentratie van 15 ng/L gemeten werd (derde laagste concentratie).



Figuur 16: Geografische verspreiding van de Σ ukPFAS concentratie in oppervlaktewater in Vlaanderen, uitgedrukt op ng/L op logaritmische schaal. Grize symbolen zijn locaties waar geen ukPFAS werden gedetecteerd (<AG) in oppervlaktewater (n=2). Concentraties werden geplot op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken.

De gemiddelde en mediane concentraties per ukPFAS gerapporteerd in Tabel 12 werden berekend (overeenkomstige met de methode om om te gaan met *non-detects* (waarden <AG) in een dataset).

In oppervlaktewater, werd een mediane concentratie van 1525 ng TFA/L gemeten. De gemiddelde concentratie is bijna het drievoud hoger, nl. 4225 ng/L. Ook hier kan dit verklaard worden door de hoge variantie van de data en enkele *outliers*, aangezien het rekenkundig gemiddelde hier gevoelig voor is. De maximale concentratie aan TFA gemeten in oppervlaktewater is immers 105 000 ng/L (of 105 µg/L), wat de gemiddelde concentratie omhoogtrekt (Tabel 6).

Een gelijkaardige trend is zichtbaar voor TFMS. De mediaan-concentratie ligt onder de detectielimiet, aangezien er slechts een beperkt aantal detecties is (nl. 10% van de metingen liggen boven de AG). De gemiddelde concentratie voor TFMS ligt op 1739 ng/L. Deze wordt namelijk sterk beïnvloed door de maximaal gemeten concentratie van 138 µg/L voor TFMS; een concentratie die hoger ligt dan de hoogst gemeten concentratie van TFA.

² De Σ ukPFAS per locatie wordt berekend door de som van alle ukPFAS concentraties te nemen per staal en vervolgens de mediaan te nemen van alle sommen per locatie. Daardoor is het mogelijk dat de Σ ukPFAS lager ligt dan de maximum concentratie van één van de individuele ukPFAS.

³ Aangezien de Σ ukPFAS een mediaansom is betekent dit dat de mediaan van alle metingen op deze locaties nul is. Dit sluit echter niet uit dat ukPFAS in geen enkel staal op deze locatie gedetecteerd werd.

Tabel 12 toont ook maximaal-gemeten concentraties boven de 1 µg/L in oppervlaktewater voor PFPrA (12 µg/L) en PFEtS (1.72 µg/L). Deze stoffen hadden wel een lage detectiefrequentie, nl., 6% voor PFPrA en 2% voor PFEtS.

Tabel 12: Beschrijvende statistiek van de gemeten individuele ukPFAS in oppervlaktewater. Concentraties zijn uitgedrukt in ng/L. Min = minimum, max = maximum, % d = percentage stalen met detecties (≥AG), % nd = percentage stalen met *non-detects* (<AG).

Doelstof	Gemiddelde	Mediaan	Min	Max	n locaties	% d	% nd
TFA	4225	1525	<464	105000	42	76	24
TFMS	1739	<84	<84	138000	42	10	90
PFPrS	81	<124	<124	4470	42	2	98
PFPrA	237	<29	<29	12000	42	6	94
PFEtS	32	<27	<27	1720	42	2	98
2,2,3,3-TeFPrA	6	<72	<72	353	42	2	98
2,3,3,3-TeFPrA	11	<338	<338	696	42	1	99

3.2.3. WAT ZIJN DE VERSCHILLEN TUSSEN MOTIEVEN?

Tabel 13 geeft de groepsom aan ultra-korte PFAS weer voor de verschillende motieven in oppervlaktewater. Wat opvalt is dat er maar 2 locaties zijn waar de totale groepsom aan ultrakorte PFAS (Σ ukPFAS) gelijk is aan 0 ng/L. Deze twee locaties liggen binnen het motief “Achtergrond”. Dit motief heeft ook de laagste Σ ukPFAS van 463.5 ng/L.

Hogere Σ ukPFAS worden dan gevonden bij de motieven “PFAS Hot-spots” (i.e., 1190 ng/L), “Diffuus” (i.e., 1461 ng/L), en “Stedelijk” (i.e., 1503 ng/L). De hoogste Σ ukPFAS werden gevonden bij “Industrie” (i.e., 2718 ng/L) en “Landelijke gebieden” (i.e., 5952 ng/L). Opvallend is dat niet de “PFAS Hot-spots” de hoogste mediaanconcentratie aan ukPFAS vertonen, maar het motief “Landelijke gebieden”.

Tabel 13: Mediaansom ultra-korte PFAS (Σ ukPFAS) per motief ⁴ voor oppervlaktewater. De mediaansom werd berekend voor zowel alle locaties, alsook de locaties waar ukPFAS werden gekwantificeerd (zoals weergegeven in Figuur 17).

Motief	Σ ukPFAS (ng/L) (alle locaties)	Aantal locaties met groepsom = 0 ng/L	Σ ukPFAS (ng/L) (locaties met ukPFAS gekwantificeerd)
Achtergrond	463.5*	2 (van de 5)	933
Diffuus	1460.6	0 (van de 6)	1460.6
Industrie	2717.5	0 (van de 12)	2717.5
Landelijke gebieden	5951.8	0 (van de 8)	5951.8
PFAS Hot-spots	1190.0	0 (van de 5)	1190.0
Stedelijk	1502.5	0 (van de 6)	1502.5

*Op 2 van de 5 achtergrondlocaties was de groepsom 0 ng/L; bij 2 andere ligt de groepsom hoger (> 900 ng/L); maar op één locatie is enkel TFA gedetecteerd (C > AG), waardoor de mediaan Σ ukPFAS voor het motief “Achtergrond” dus bepaald wordt door de AG van TFA (i.e., 463.5 ng/L).

Figuur 17 toont de groepsom per PFAS-categorie (ultrakorte keten, korte keten, lange keten, of andere PFAS) in oppervlaktewater per motief. Een duidelijke trend is dat de som van de ukPFAS consistent hoger ligt dan de som van de andere groepen en dat deze concentraties voor ieder motief in hetzelfde bereik liggen. De mediaansom van de korte en lange ketens ligt meestal tussen de 1 en 100 ng/L, terwijl de mediaansom van de ukPFAS rond de 1000 ng/L ligt.

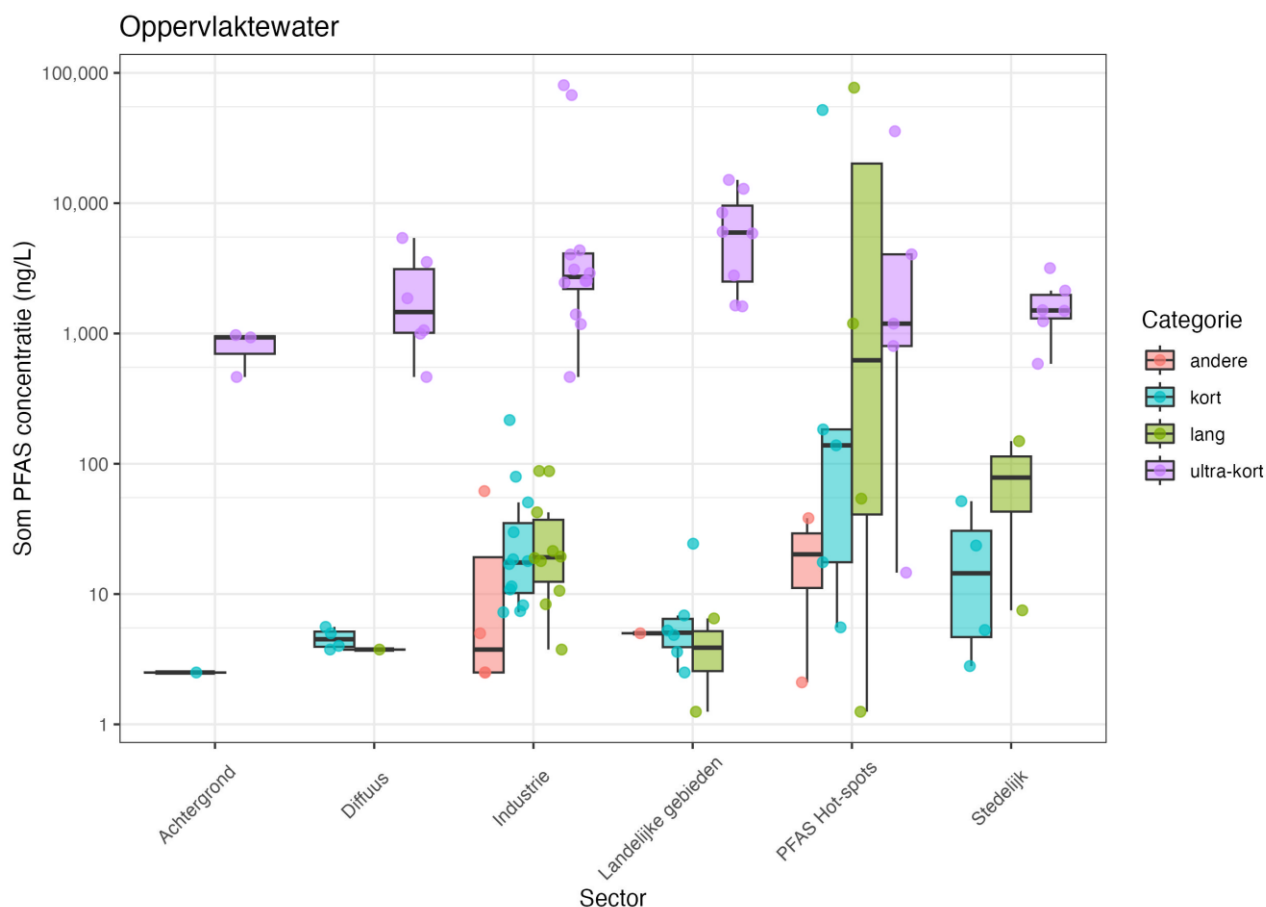
De uitzondering zijn de “PFAS Hot-spots”, waar de mediaan van de korte ketens boven de 100 ng/L ligt, en de mediaan van de lange ketens boven de 500 ng/L ligt. Wat ook opvalt binnen dit motief is de grote variantie in de groepsom concentraties van de lange ketens, met een ondergrens van nabij de 1 ng/L, en een uitschieter boven de 50 µg/L.

Binnen de motieven “Industrie” en “PFAS Hot-spots” zien we ook een bredere variantie in de concentraties van de “andere” PFAS. Deze groep komt niet of minder voor in de andere motieven.

Wat ook opvalt is dat in het motief “Achtergrond”, er één locatie is waar korte keten PFAS gemeten werden (die ook bijdragen aan de som in Figuur 17), terwijl er 3 locaties zijn waar ukPFAS gemeten zijn.

Figuur 18 toont de PFAS concentraties per motief, d.w.z., een beeldopname van welke PFAS aan welke concentraties teruggevonden worden binnen een bepaald motief. Belangrijk hierbij is dat enkel de gekwantificeerde metingen (i.e. concentraties boven de BG) gevisualiseerd zijn, terwijl voor de meeste PFAS, de concentraties onder de AG lagen (zie Tabel 10).

⁴ De Σ ukPFAS per motief wordt berekend door de som van alle ukPFAS concentraties te nemen per staal en vervolgens de mediaan te nemen van alle sommen per locatie. Voor alle locaties behorend tot éénzelfde motief wordt daarna de mediaan van iedere mediaansom (per locatie) genomen.



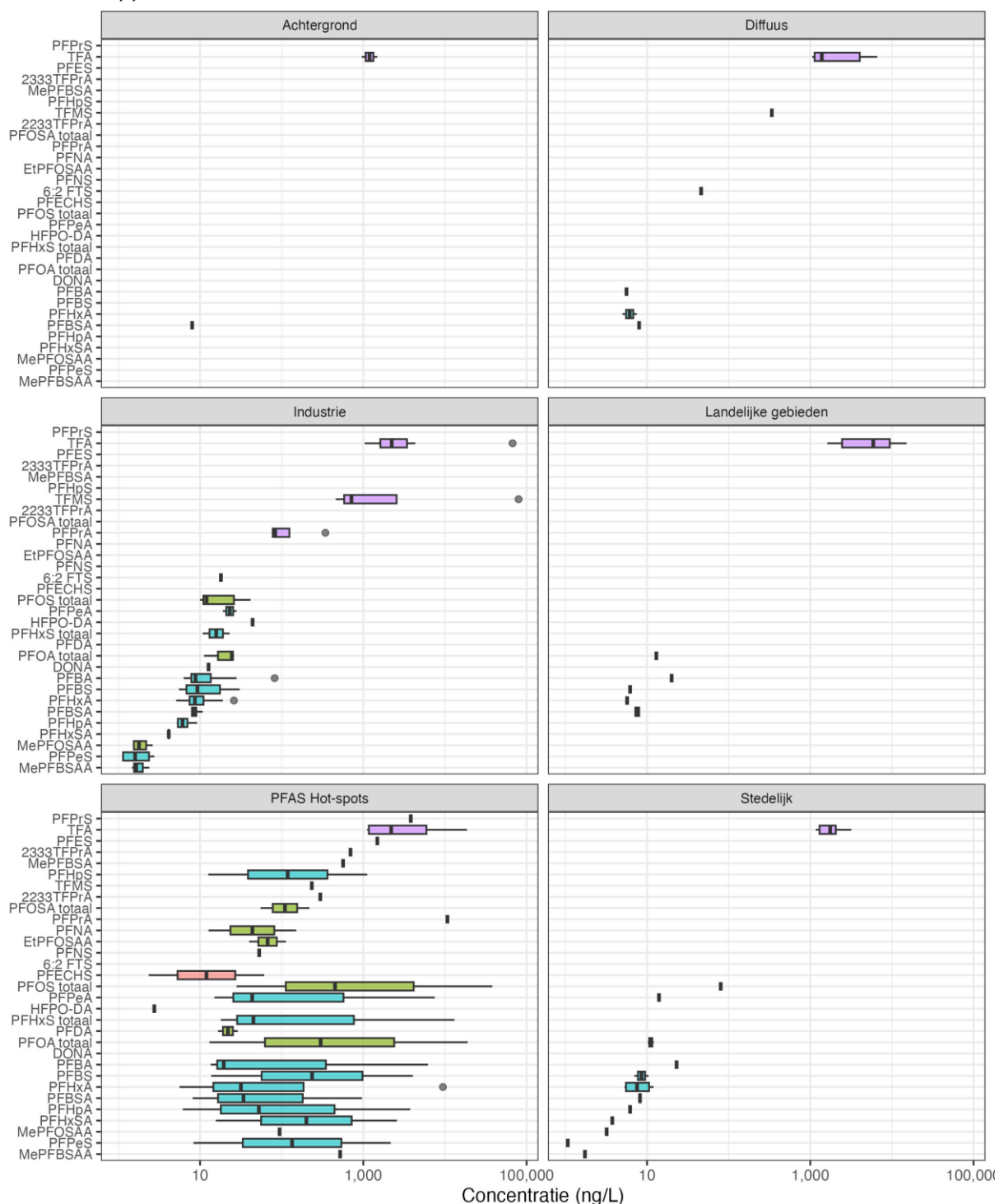
Figuur 17: Boxplot van de som PFAS-concentratie per PFAS-categorie in oppervlaktewater voor de verschillende motieven. Locaties waar de groepsom gelijk is aan 0 ng/L (omdat de concentraties onder de AG lagen), werden niet geplot op deze figuur. Elk punt is de mediaan van de groepsom berekend op één locatie binnen dat motief.

Het eerste wat opvalt is het aantal stoffen aanwezig in de fingerprint; dit varieert per motief. De meetmotieven “Industrie” en “PFAS Hot-spots” tonen de meeste variatie aan stoffen aanwezig in hun fingerprint. Zeker voor de “PFAS Hot-spots”, zien we voor een groot aantal PFAS brede boxplots als het op hun concentraties aankomt. Zowel voor de lange als korte keten PFAS, is de range in concentraties groot (bijvoorbeeld PFBS, PFHxSA, PFPeS en PFHpS voor de korte ketens, en PFOS en PFOA voor de lange ketens).

Een tweede belangrijke observatie is dat voor alle motieven, met uitzondering van de “PFAS hot-spots”, TFA de hoogste mediaanconcentratie heeft in de fingerprint. Deze stof komt dus aan de hoogste concentraties voor in elk motief wanneer deze gemeten wordt, met uitzondering van de PFAS hot-spots, waar PFPrA en PFPrS in hogere concentraties wordt gedetecteerd (hoewel dit verschil gedreven wordt door één locatie). Overigens zijn PFPrA en PFPrS twee stoffen die deel uitmaken van ukPFAS. Zowel in de motieven “Industrie” als de “PFAS Hot-spots”, komen de ukPFAS dus voor in de hoogste concentraties. Als we verder kijken naar de categorieën aanwezig in de fingerprint, zien we dat de ukPFAS, en meer specifiek TFA, aan hogere concentraties aanwezig zijn binnen ieder motief.

Een derde belangrijke observatie is dat TFA overal in hoge concentraties voorkomt, ook in motieven waar de overige PFAS weinig worden gedetecteerd (bv. verschil tussen “Landelijke gebieden” en “Hot-spots”). Dit kan wijzen op het feit dat TFA in landelijke gebieden een andere bron heeft.

Oppervlaktewater

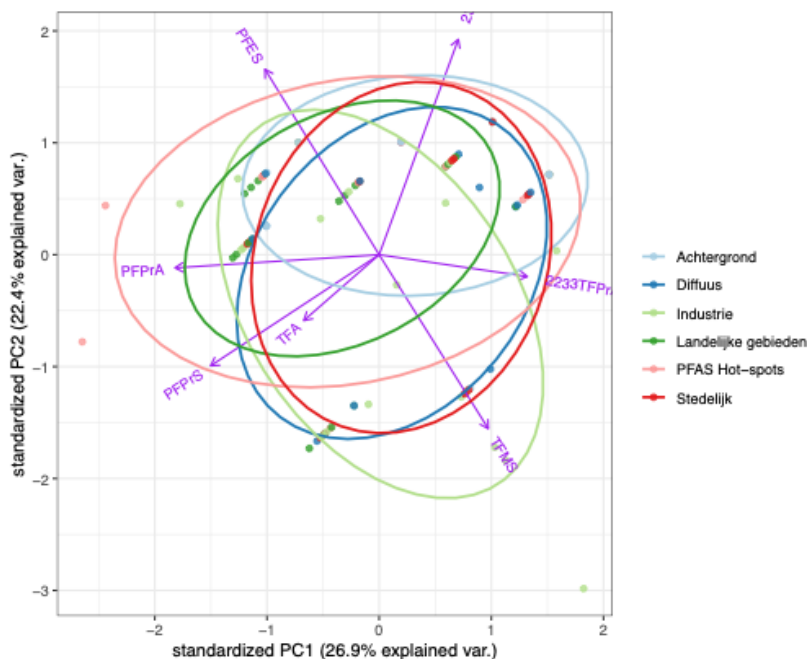


Figuur 18: Concentraties van individuele PFAS gekwantificeerd in oppervlaktewater weergegeven als fingerprint per motief. PFAS zijn gerangschikt op mediaan van hoog naar laag. Concentraties <BG werden niet geplot. Paars = ultrakort, blauw = kort, groen = lang, rood = andere.

3.2.3.1. MULTIVARIATE ANALYSES (PCA)

Een PCA werd uitgevoerd om de verschillen tussen motieven beter te begrijpen. Zowel de dataset met enkel ukPFAS (Figuur 19) als met alle PFAS samen (Figuur 20) werd bekeken. Voor PCA analyse is het belangrijk dat er genoeg datapunten aanwezig zijn t.o.v. het aantal co-variabelen (traditioneel wordt een ratio van 5 tot 10 voor het aantal waarnemingen t.o.v. het aantal co-variabelen aanbevolen). Zeker in het geval van de dataset met alle PFAS is het aantal datapunten relatief beperkt en moet de PCA dus voorzichtig geïnterpreteerd worden.

Voor de dataset met enkel ukPFAS zijn duidelijk verschillende types stalen zichtbaar op de biplot (Figuur 19): 2,2,3,3-TeFPrA en 2,3,3,3-TeFPrA tekenen zich af t.o.v. PFPrA, PFPrS en in mindere mate TFA volgens PC 1 (26.9% van variatie verklaard). Voor PC 2 (22.4% van de variatie verklaard) vertonen TFMS en in mindere mate 2,2,3,3-TeFPrA een tegengesteld patroon tegenover PFES en 2,3,3,3-TeFPrA en PFPrA. De verschillen tussen de motieven zijn terug beperkt: de ellipsen op de biplot overlappen sterk. Dit duidt erop dat de patronen in ukPFAS in OW zichtbaar zijn, onafhankelijk van het motief.



Figuur 19: PCA biplot voor de dataset met enkel ukPFAS metingen in OW. ukPFAS zijn weergegeven met paarse pijlen. De motieven zijn aangeduid met gekleurde lijnen die aangeven waar 95% van de metingen per motief zich bevinden.

De PCA voor de volledige OW dataset (Figuur 20) verklaart minder variatie (26.6% variatie voor PC1 en 2), waarschijnlijk gekoppeld aan het hoge aantal co-variabelen (29 PFAS) t.o.v. het aantal datapunten (90 in dit geval). De waargenomen trends zijn dus minder sterk en het is moeilijk hier duidelijke conclusies aan te koppelen.

A PCA plot showing the relationship between standardized PC1 (16.3% explained var.) on the x-axis and standardized PC2 (10.3% explained var.) on the y-axis. The plot displays various PFAS compounds as vectors originating from the center, grouped by land use type: Achtergrond (light blue), Diffuus (dark blue), Industrie (green), Landelijke gebieden (dark green), PFAS Hot-spots (pink), and Stedelijk (red). Compounds like PFOA, PFOS, and PFBS are prominent in the upper left quadrant.

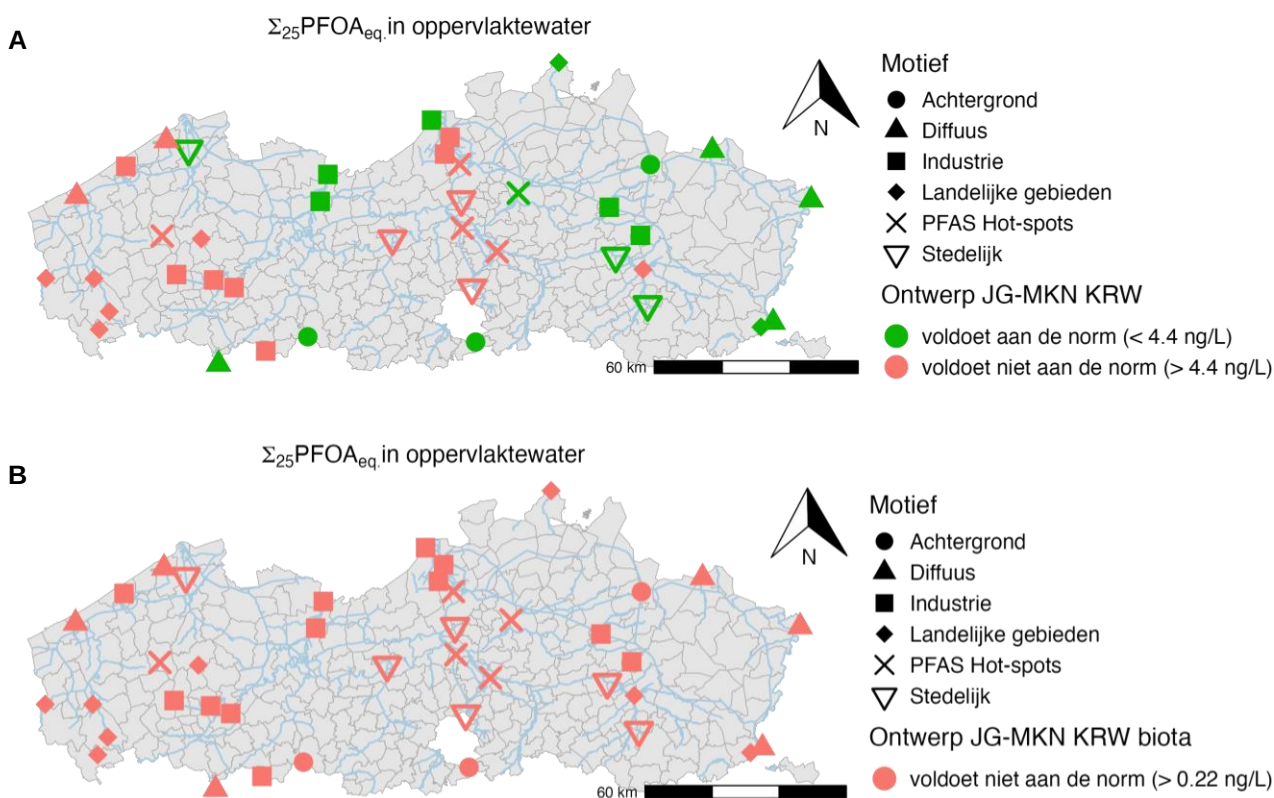
Figuur 20: PCA biplot voor de dataset met alle PFAS metingen in OW. ukPFAS zijn weergegeven met paarse pijlen, andere PFAS met rode pijlen. De motieven zijn aangeduid met gekleurde lijnen die aangeven waar 95% van de metingen per motief zich bevinden.

3.2.1. VERGELIJKING MET HET HUIDIGE NORMENKADER

Vergelijking met voorgestelde jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor de $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ (som van 25 PFAS in PFOA-equivalenten) in oppervlaktewater toont dat er overschrijding is van de toetsingswaarde in 23 van de 40 locaties (Figuur 21A). Vergelijking met de toetsingswaarde gebeurde op basis van gemiddelde somwaarden die berekend zijn per locatie. Hierbij werden concentraties omgerekend naar PFOA-equivalenten op basis van de RPF (Bil et al., 2021). Op 17 van deze 23 locaties zorgt TFA alleen al voor een overschrijding van deze norm.

Belangrijk hier is hoe de gecensureerde data (waarden onder de AG of BG) in rekening gebracht zijn. We volgen hier een *best-case* scenario, aangezien niet-gedetectede stoffen ($< \text{AG}$) niet in rekening gebracht worden in de som. Een ander beeld zou verkregen worden als een eerder *worst-case* benadering wordt gehanteerd voor niet-gedetectede stoffen. Een substitutieregel, waarbij de concentratie vervangen wordt door de AG of AG/2 als deze niet gedetecteerd wordt, zal andere waarden geven voor de $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$.

Volgens de dochterrichtlijn van de Kaderrichtlijn Water is de meer kritische norm de biotanorm (indirecte blootstelling) (EC, 2024). Hierbij wordt rekening gehouden met bioaccumulatie van PFAS in aquatische organismen. Bij omrekening, wordt de toetsingswaarde 0.22 ng PFOA_{eq}/L. Indien aan deze waarde getoetst wordt, is er op alle locaties een overschrijding (Figuur 21B).



Figuur 21: Geografische verspreiding van de overschrijdingen van $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ (som van 25 PFAS in PFOA-equivalenten). Bovenste figuur (A) toont de overschrijdingen van de voorgestelde milieukwaliteitsnorm voor directe blootstelling. Onderste figuur (B) toont de meer kritische norm voor biota en indirecte blootstelling.

3.2.2. VERGELIJKING MET DE BUURLANDEN

Voor oppervlaktewater werden relatief veel studies gevonden omtrent metingen van ukPFAS. In eerste instantie werd er een vergelijking gemaakt met de regio Wallonië o.b.v. ongepubliceerde data (pers. comm.). Deze vergelijking toonde aan dat de gemeten TFA concentraties in Vlaanderen hoger liggen dan deze in Wallonië. Voor Brussel werd de BruWater database geraadpleegd, maar werden geen data voor ukPFAS in oppervlaktewater gevonden.

In vergelijking met het Rijn- en Maasstroomgebied in Nederland lagen de gemiddelde TFA concentraties in Vlaanderen ook hoger. Gemiddelde TFA concentraties op enkele geselecteerde locaties binnen het Rijn- en Maasstroomgebied varieerden tussen de 911 en 1408 ng/L en 770 en 1273 ng/L respectievelijk (Jonker, 2024). Ook Sadia et al. rapporteerden TFA concentraties van onbehandelde waterstalen (genomen aan het ingangspunt van drinkwaterbedrijven) die lager lagen (mediaan: 135 ng/L) dan de mediaan in Vlaanderen (1525 ng/L).

Een aantal NGOs publiceerden recent een rapport rond TFA in water waarin 23 Europese rivieren werden onderzocht (PAN Europe, 2024). De gemiddelde TFA concentratie gemeten in oppervlaktewater was 1220 ng/L. Eén meting in België (Mehaigne rivier, Wallonië) had een concentratie van ongeveer 2500 ng/L wat de derde hoogste concentratie was, na de Seine (Frankrijk) en de Elbe (Duitsland).

In het Duitse deel van de Rijn (dichtbij Mainz) werden TFA concentraties gemeten rond 1000 ng/L, tot iets meer dan 4000 ng/L. In de Neckar, een zijrivier van de Rijn, werden daarentegen concentraties tot bijna 40000 ng/L gemeten. Dit bleek echter veroorzaakt te zijn door uitzonderlijk hoge industriële afvalwaterlozingen (Scheurer et al. 2017). Janda et al. (2019) vonden dat 50% van de onderzochte Duitse oppervlaktewateren TFA concentraties bevatten tussen 480 en 1200 ng/L. Neuwald et al. (2022) analyseerden ukPFAS in 16 oppervlaktewateren op verschillende locaties in Duitsland (o.a. Donau, Elbe, Ems, Havel, Main, Neckar, Rijn en Sieg) in 2020. De mediane TFA concentratie (1200 ng/L) lag dicht bij deze gemeten in Vlaanderen (1525 ng/L). Voor de andere ukPFAS kon er geen vergelijking gebeuren aangezien de AGs in de huidige studies wat hoger lagen dan deze in Neuwald et al. Maximale concentraties in Vlaanderen reikten wel een stuk hoger dan deze in Duitsland.

Kärrman et al. (2019) analyseerden PFPrS, PFPrA en PFETs in enkele oppervlaktewaterstalen uit Scandinavië (incl. Groenland en de Faroe eilanden). Alle concentraties lagen hier onder 1 ng/L of onder de AG/BG. Dit is niet verwonderlijk aangezien deze landen veel minder geïndustrialiseerd, dicht bebouwd en dicht bevolkt zijn t.o.v. West-Europese landen of regio's als Vlaanderen.

Volgens een recente review van Zhi et al. (2024) komt de Vlaamse mediane TFA concentratie en -bereik relatief goed overeen met deze van andere Europese landen (1525 (<464 – 105000 ng/L t.o.v. 1364 (30 – 140000 ng/L)). Deze Europese mediaan komt ook overeen met de recente bevindingen van PAN Europe et al. (2024). Zhi et al. rapporteren ook nog PFPrA, TFMS, PFETs en PFPrS, maar door de relatief hoge AGs in de huidige studie wordt een vergelijking hier bemoeilijkt. Maximale concentraties in Vlaanderen reikten wel een stuk hoger voor TFMS in vergelijking met de Europese waarden uit Zhi et al., maar voor de andere ukPFAS (PFPrS, PFPrA en PFETs) liggen de maximale waarden hoger dan deze in Vlaanderen.

Wereldwijd was TFA de meest gedetecteerd ukPFAS in oppervlaktewater (incl. oceaan) en was de mediaan 120 ng/L (n=1240) (Zhi et al., 2024). Overheen alle gerefereerde studies in deze vergelijking kwam TFA van alle gemeten ukPFAS veruit overal voor in de hoogste concentraties.

Deze vergelijking geeft een algemeen beeld van de ukPFAS concentraties in Vlaanderen t.o.v. gepubliceerde metingen uit andere landen in Europa. Echter, een één-op-één vergelijking van deze studies is omwille van verschillende redenen uitdagend. Sommige studies bevatten metingen van zowel locaties die verdacht zijn (PFAS hotspots) als “achtergrond” locaties, en dit kan niet altijd duidelijk afgeleid worden uit de publicaties. Bovendien is het ook mogelijk dat er verschillende analytische methoden zijn gebruikt (met bijhorende AGs en BGs) om ukPFAS te kwantificeren.

Tabel 14: Overzicht van ukPFAS concentraties in oppervlaktewaterwater van buurlanden en andere Europese landen gerapporteerd in literatuur. Voor de huidige studie wordt “mediaan (min–max), gemiddelde” gegeven, elders wordt het bereik (min–max) gegeven, tenzij anders vermeld.

Regio	Concentratie (ng/L)	Jaar staalname	Bron
België, Vlaanderen (n=42)	TFA: 1525 (<464 – 105000), 4225 TFMS: <84 (<84 – 138000), 1739 PFPrS: <124 (<124 – 4470), 81 PFPrA: <29 (<29 – 12000), 237 PFEtS: <27 (<27 – 1270), 32 2,2,3,3-TeFPrA: <72 (<72 – 353), 6 2,3,3,3-TeFPrA: <338 (<338-696), 11	2024	Huidige studie
Europa (n=23)	TFA: 370 – 3300 (gemiddelde 1220)	2024	PAN Europe (2024)
Europa	TFA: 1364 (30 – 140000) TFMS: 0.89 (0.11 – 2113) PFPrS: 0.49 (0.15 – 15000) PFPrA: 1.1 (0.45 – 53000) PFEtS: 0.31 (0.24 – 1700) (enkel Zweden)	2016-2020	Zhi et al. (2024) (review)
Nederland (n=10)	TFA: gemiddelden tussen 770 - 1408	2018-2022	Jonker (2021)
Nederland (n=11)	TFA: 135 (82 – 641) PFPrS: 0.07 (0.03 – 0.13) PFPrA: 0.12 (0.12 – 2.18) PFEtS: <0.04	2021	Sadia et al. (2023)
Duitsland (n=16)	TFA: 1200 (300 - 6000) TFMS: 9 (1 - 2100) PFPrS: 0.2 (0.2 - 0.4) PFPrA: 20 (10 - 30) PFEtS: <0.3	2020	Neuwald et al. (2022)
Duitsland (n=43)	TFA: mediaan tussen 480 – 1200	Geen info	Janda et al. (2019)
Duitsland (n>34)	TFA: <500 - 140000 ¹	2016/2017	Scheurer et al. (2017)
Spain (n=6)	TFA: gemiddelden tussen 71 – 262 TFMS: gemiddelden tussen 5.1 – 52 PFPrS: <i>nd</i> PFPrA: gemiddelden tussen <i>nd</i> – 5.4 PFEtS: <i>nd</i>	Geen info	Montes et al. (2020)
Denemarken (n=2)	PFPrS: <0.02 PFPrA: <15 PFEtS: 0.21 - 0.35	2017	Kärman et al. 2019
Noorwegen (n=2)	PFPrS: <0.02 - niet gekwantificeerd* PFPrA: 0.29- <5 PFEtS: 0.19 - niet gekwantificeerd*	2017/2018	Kärman et al. 2019
Zweden (n=22)	TFA: <0.1 – 820 TFMS: <0.1 – 15 PFPrS: <0.05 -4.0 PFPrA: <0.6 – 64 PFEtS: <0.12 – 0.62	2019	Björnsdotter et al. 2021
Zweden (verdachte locaties, n=9)	TFA: <34 – 2700 TFMS: <1.8 - 200 PFPrS: 0.7 - 14 PFPrA: <3.1 – 9.9 PFEtS: 0.4 – 3.6	2017/2018	Björnsdotter et al. (2019)
Zweden (n=2)	PFPrS: <0.02 - 0.04 PFPrA: <0.2 - 0.39 PFEtS: 0.24 - 0.45	2017	Kärman et al. 2019
Finland (n=2)	PFPrS: <0.02 – 0.18 PFPrA: <15 PFEtS: 0.57 – 0.88	2017	Kärman et al. 2019
IJsland (n=1)	PFPrS: <0.02 PFPrA: <15 PFEtS: <0.06	2017	Kärman et al. 2019
Faroe eilanden (n=2)	PFPrS: <0.02 PFPrA: <0.2 PFEtS: 0.05 – 0.08	2017	Kärman et al. 2019
Groenland (n=2)	PFPrS: <0.02 PFPrA: <0.2 - <15 PFEtS: 0.08 – 0.12	2017	Kärman et al. 2019

*Analytische resultaten voldeden niet aan de kwaliteitscontrole

¹Door uitzonderlijk hoge afvalwaterconcentraties

4. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

Tijdens de PFAS-meetcampagne van de VMM in 2024 werd voor het eerst in Vlaanderen gekeken naar de ultra-korte keten PFAS (ukPFAS) in zowel afvalwater als oppervlaktewater. In totaal werden op zo'n 67 locaties het afvalwater en op 42 locaties het oppervlaktewater bemonsterd. Uit de resultaten blijkt dat deze PFAS vaak voorkomen op de onderzochte locaties in Vlaanderen.

Voor een groot deel van alle gemeten PFAS (ukPFAS en andere) lag de detectiefrequentie laag, met uitzondering van TFA. Slechts een beperkt aantal stoffen (8 voor AW en 17 voor OW) werd in meer dan 10% van de locaties aangetroffen. Vooral TFA (trifluorazijnzuur) werd frequent aangetroffen in zowel afvalwater (75% van de bemonsterde locaties) en oppervlaktewater (88% van de bemonsterde locaties).

De concentraties van ukPFAS liggen in vele gevallen beduidend hoger dan deze van klassieke PFAS ($\geq C_4$). In afvalwater werden mediane $\sum$ ukPFAS-concentraties vastgesteld die tot 50 keer hoger lagen dan de som van de overige PFAS, met uitschieters tot meer dan 40 mg/L. Deze hoge concentraties werden voornamelijk vastgesteld in afvalwater afkomstig van de sector afvalverwerking, maar ook in afvalwater van de andere sectoren (textiel, chemisch, petrochemisch) werden ukPFAS gedetecteerd. In oppervlaktewater varieerde de mediane $\sum$ ukPFAS-concentratie van ca. 0.5 μ g/L (achtergrond) tot bijna 6 μ g/L (landelijke gebieden), met een maximumwaarde van 80 μ g/L.

Bij toetsing aan de geselecteerde toetsingswaarden werden voor afvalwater meerdere overschrijdingen van rapportagegrenzen vastgesteld, vooral voor TFA, TFMS en PFPrA. Deze overschrijdingen werden het vaakst vastgesteld in afvalverwerkingsbedrijven. Voor TFA werd getoetst aan de rapportagegrens van 4000 ng/L (volgens het WAC/IV/A/026 van oktober 2024).

Voor oppervlaktewater werd overschrijding van de voorgestelde ontwerpnorm $\sum_{25}$ PFOA_{eq.} vastgesteld in 23 van de 40 locaties. Deze resultaten zijn gebaseerd op de gemiddelde $\sum_{25}$ PFOA_{eq.} concentratie per locatie, waarbij niet-gedetecteerde PFAS ($< AG$) niet in de som werden opgenomen. Mogelijks is een ander patroon zichtbaar indien de niet-gedetecteerde stoffen wel in rekening gebracht worden.

De vergelijking met de buurlanden op basis van de literatuur is moeilijk door verschillende teststrategieën en –doelstellingen. Voorlopig toonde een directe vergelijking dat vooral voor afvalwater in Vlaanderen de gemeten ukPFAS-concentraties, en in het bijzonder TFA, aanzienlijk hoger liggen dan deze gerapporteerd in buurlanden zoals Duitsland en Nederland, of vergeleken met Scandinavië. Mogelijke verklaring hiervoor zijn verschillen in intensiteit van industriële activiteiten, maar ook het bredere spectrum aan bemonsterde sectoren, en lagere detectielimieten (AG's) van de vergeleken buitenlandse studies.

Samenvattend kan uit de resultaten worden afgeleid dat TFA de dominante PFAS is in het Vlaamse aquatische milieu. Gezien de hoge persistentie, mobiliteit, en beperkte verwijderbaarheid van TFA en andere ukPFAS tijdens waterzuivering, vormen deze een blijvende milieudruk. Vanuit een beleidsperspectief is het daarom aangewezen om:

- **ukPFAS explicieter te integreren in toekomstige monitoringsbeleid en -campagnes;**
- **Toetsingswaarden en gezondheidkundige advieswaarden, specifiek voor ukPFAS en TFA, verder te verfijnen,** met oog op milieubescherming en het beschermen van de volksgezondheid;
- **Analysemethoden meer te harmoniseren,** ook voor de “klassieke” PFAS, met het oog op het verlagen van de detectielimieten (AG's), om onzekerheden in de meetresultaten te reduceren, en vergelijking met studies uit buurlanden te vereenvoudigen;
- **Onderzoek te stimuleren naar verwijderingstechnieken voor ukPFAS,** en;
- **Verder onderzoek te stimuleren naar de verspreiding van ukPFAS in andere milieumatrices,** zoals in grondwater, sediment, bodem, of biota.

Desondanks vormt deze meetcampagne een bijdrage naar het verder begrijpen van de milieuproblematiek omtrent (uk)PFAS. Deze studie vormt een eerste stap naar het in kaart brengen van de ukPFAS in Vlaanderen, en vormt een wetenschappelijke basis voor verder toekomstgericht beleid.

5. REFERENTIES

- Arp, H.P.H., Gredelj, A., Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I.T., 2024. The global threat from the irreversible accumulation of trifluoroacetic acid (TFA). ChemRxiv. <https://doi.org/10.26434/chemrxiv-2024-0djqt-v3>
- Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Jogsten, I.E., 2021. Mass Balance of Perfluoroalkyl Acids, Including Trifluoroacetic Acid, in a Freshwater Lake. Environ Sci Technol acs.est.1c04472. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.1C04472>
- Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Jogsten, I.E., 2019. Ultra-Short-Chain Perfluoroalkyl Acids including Trifluoromethane Sulfonic Acid in Water Connected to Known and Suspected Point Sources in Sweden. Environ Sci Technol 53, 11093–11101. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02211>
- Cappelli, F., Ait Bamai, Y., Van Hoey, K., Kim, D.-H., Covaci, A., 2024. Occurrence of short-and ultra-short chain PFAS in drinking water from Flanders (Belgium) and implications for human exposure. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.119753>
- Ellis, D.A., Hanson, M.L., Sibley, P.K., Shahid, T., Fineberg, N.A., Solomon, K.R., Muir, D.C.G., Mabury, S.A., 2001. The fate and persistence of trifluoroacetic and chloroacetic acids in pond waters. Chemosphere 42, 309–318. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00066-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00066-7)
- Freeling, F., Behringer, D., Heydel, F., Scheurer, M., Ternes, T.A., Nödler, K., 2020. Trifluoroacetate in Precipitation: Deriving a Benchmark Data Set. Environ Sci Technol 54, 11210–11219. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02910>
- Freeling, F., Björnsdotter, M.K., 2023. Assessing the environmental occurrence of the anthropogenic contaminant trifluoroacetic acid (TFA). Curr Opin Green Sustain Chem 41, 100807. <https://doi.org/10.1016/J.COGSC.2023.100807>
- Freeling, F., Scheurer, M., Koschorreck, J., Hoffmann, G., Ternes, T.A., Nödler, K., 2022. Levels and Temporal Trends of Trifluoroacetate (TFA) in Archived Plants: Evidence for Increasing Emissions of Gaseous TFA Precursors over the Last Decades. Environ Sci Technol Lett 9, 400–405. https://doi.org/10.1021/ACS.ESTLETT.2C00164/SUPPL_FILE/EZ2C00164_SI_001.PDF
- Garavagno, M. de los A., Holland, R., Khan, M.A.H., Orr-Ewing, A.J., Shallcross, D.E., 2024. Trifluoroacetic Acid: Toxicity, Sources, Sinks and Future Prospects. Sustainability (Switzerland) . <https://doi.org/10.3390/su16062382>
- Guo, Z., Attar, A.A., Qiqige, Q., Lundgren, R.J., Joudan, S., 2025. Photochemical Formation of Trifluoroacetic Acid: Mechanistic Insights into a Fluoxetine-Related Aryl-CF₃ Compound. Environ Sci Technol. <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c10777>
- Janda, J., Nödler, K., Brauch, H.J., Zwiener, C., Lange, F.T., 2019. Robust trace analysis of polar (C₂-C₈) perfluorinated carboxylic acids by liquid chromatography-tandem mass spectrometry: method development and application to surface water, groundwater and drinking water. Environmental Science and Pollution Research 26, 7326–7336. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1731-x>
- Joerss, H., Freeling, F., van Leeuwen, S., Hollender, J., Liu, X., Nödler, K., Wang, Z., Yu, B., Zahn, D., Sigmund, G., 2024. Pesticides can be a substantial source of trifluoroacetate (TFA) to water resources. Environ Int 193. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109061>
- Jonker, M.T.O., 2021. Poly- en perfluoralkylstoffen (PFAS) in de Rijkswateren. Concentraties in water en biota tussen 2008 en 2020.
- Joudan, S., De Silva, A.O., Young, C.J., 2021. Insufficient evidence for the existence of natural trifluoroacetic acid. Environ Sci Process Impacts 23, 1641–1649. <https://doi.org/10.1039/D1EM00306B>
- Kärrman, A., Wang, T., Kallenborn, R., Langseter, A.M., Merete Grønhovd, S., Raeder, E.M., Lyche, J.L., Yeung, L., Chen, F., Eriksson, U., Aro, R., Fredriksson, F., 2019. PFASs in the Nordic environment screening of poly-and perfluoroalkyl substances (PFASs) and Extractable Organic Fluorine (EOF) in the Nordic environment. Copenhagen, Denmark. <https://doi.org/10.6027/TN2019-515>

- Lesmeister, L., Lange, F.T., Breuer, J., Biegel-Engler, A., Giese, E., Scheurer, M., 2021. Extending the knowledge about PFAS bioaccumulation factors for agricultural plants – A review. *Science of the Total Environment* 766, 142640. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142640>
- Montes, R., Rodil, R., Placer, L., Wilms, J.M., Cela, R., Quintana, J.B., 2020. Applicability of mixed-mode chromatography for the simultaneous analysis of C1-C18 perfluoroalkylated substances. *Anal Bioanal Chem* 412, 4849–4856. <https://doi.org/10.1007/s00216-020-02434-w>
- Neuwald, I.J., Hübner, D., Wiegand, H.L., Valkov, V., Borchers, U., Nödler, K., Scheurer, M., Hale, S.E., Arp, H.P.H., Zahn, D., 2022. Ultra-Short-Chain PFASs in the Sources of German Drinking Water: Prevalent, Overlooked, Difficult to Remove, and Unregulated. *Environ Sci Technol* 56, 6380–6390. https://doi.org/10.1021/ACS.EST.1C07949/ASSET/IMAGES/LARGE/ES1C07949_0004.JPEG
- PAN Europe, 2024. TFA in Water: Dirty PFAS Legacy Under the Radar.
- Sadia, M., Nollen, I., Helmus, R., Ter Laak, T.L., Béen, F., Praetorius, A., Van Wezel, A.P., 2023. Occurrence, Fate, and Related Health Risks of PFAS in Raw and Produced Drinking Water. *Environ Sci Technol* 57, 3062–3074. <https://doi.org/10.1021/acs.est.2c06015>
- Scheurer, M., Freeling, F., Janda, J., Happel, O., Riegel, M., Müller, U., Rüdiger Storck, F., Fleig, M., Thomas Lange, F., Brunsch, A., Brauch, H.-J., 2017. Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle - Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>
- Zhi, Y., Lu, X., Munoz, G., Yeung, L.W.Y., De Silva, A.O., Hao, S., He, H., Jia, Y., Higgins, C.P., Zhang, C., 2024. Environmental Occurrence and Biotic Concentrations of Ultrashort-Chain Perfluoroalkyl Acids: Overlooked Global Organofluorine Contaminants. *Environ Sci Technol.* <https://doi.org/10.1021/acs.est.4c04453>

6. BIJLAGEN

6.1. MEETSTRATEGIE VERKENNENDE MEETCAMPAGNE ULTRAKORTE KETEN PFAS

Voor de opmaak van de meetstrategie werden verschillende motieven geselecteerd, gebaseerd op de belangrijkste gekende bronnen van ultrakorte keten PFAS naar het leefmilieu. De meetstrategie die hieruit werd opgesteld betreft een Vlaanderen brede selectie aan locaties in de matrices afvalwater en oppervlaktewater.

Tabel S1: Overzicht van het aantal meetplaatsen en monsters per matrix afvalwater en oppervlaktewater.

Matrix		# Meetplaatsen	Meetfrequentie	# Monsters
AW	Bedrijven	37	Max. 3	93
AW	RWZI	20	1	21
AW	Ziekenhuizen	5	3	12
AW	Stortplaatsen	6	3	18
OW	Oppervlaktewater	43	3	129

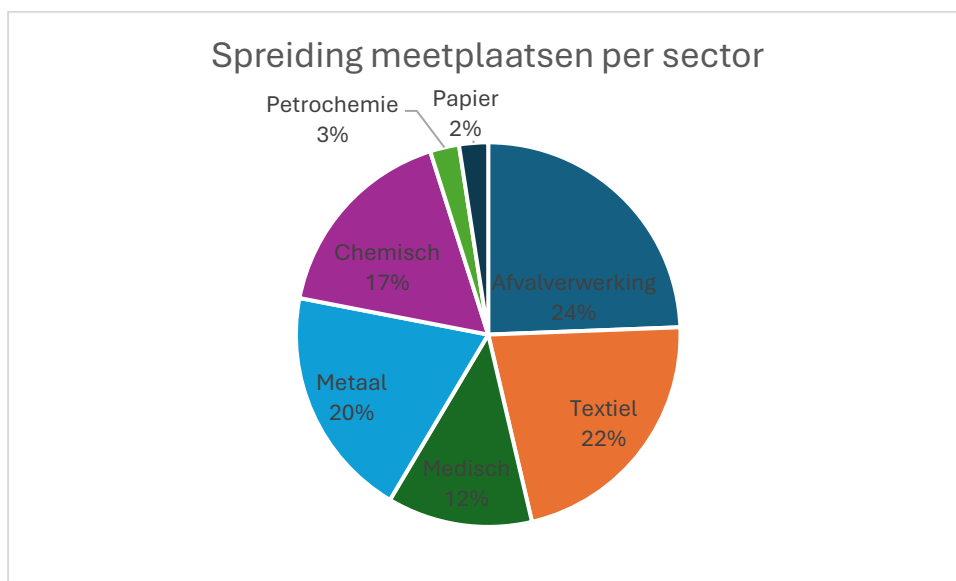
6.1.1. AFVALWATER

Het effluent van 37 bedrijven bemonsterd (motief "Bedrijven effluent"). Daarnaast worden bijkomend 21 bedrijven geselecteerd (motief "Bedrijven effluent extra"). Bedrijven worden geselecteerd op basis van volgende criteria:

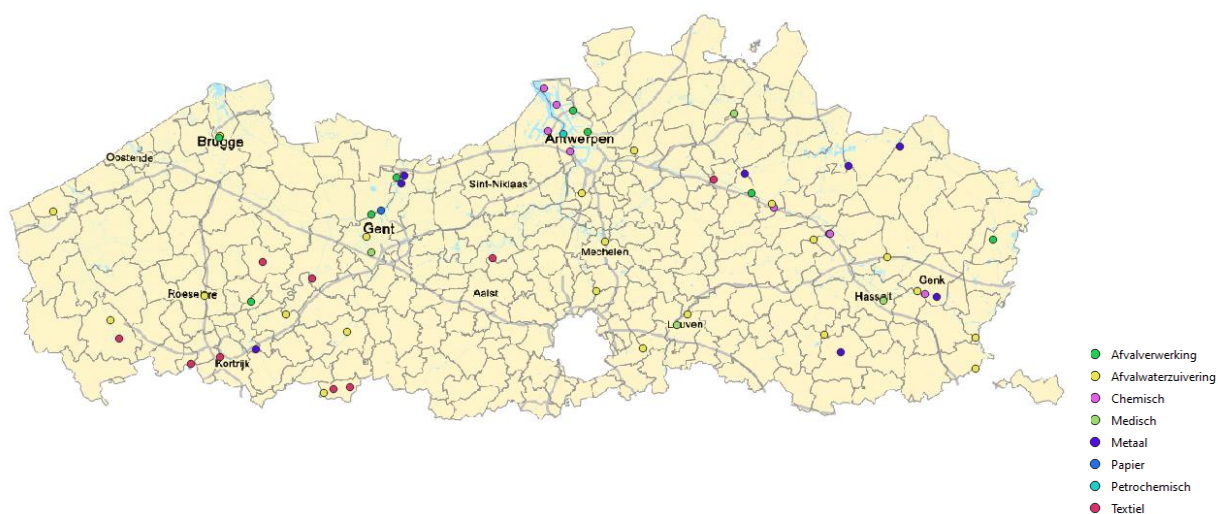
- Gemeten jaarvracht PFAS (2021-2023);
- Maximum netto vracht fluoride (2019-2023);
- Spreiding over sectoren gerelateerd aan het gebruik van (ultrakorte keten) PFAS;

De uiteindelijke selectie omvat 37 bedrijven, er wordt gestreefd naar een meetfrequentie van 3 monsters gespreid over de maanden oktober, november en december. Daarnaast wordt het effluent van 21 RWZI's bemonsterd. Hiervoor worden éénmalig alle RWZI's uit het meetprogramma "impactmeetnet RWZI 2024" bemonsterd. Ook wordt er gemeten bij vier ziekenhuizen.

Onderstaande figuur geeft de verdeling per sector weer van de geplande metingen in afvalwater, exclusief de RWZI's. De sectoren afvalverwerking (24%), textiel (22%), metaalnijverheid (20%) en chemische sector (17%) zijn het best vertegenwoordigd. De ziekenhuizen bedraagt 12% van de meetplaatsen. Overige relevante sectoren vertegenwoordigen allen minder dan 5% van de geplande meetplaatsen.



Figuur S1: Spreiding aantal meetplaatsen per sector (exclusief RWZI's en stortplaatsen).



Figuur S2: Geografische spreiding van de meetlocaties afvalwater per sector (incl. RWZI's).

6.1.2. OPPERVLAKTEWATER

Voor de matrix oppervlaktewater worden 6 verschillende motieven onderscheiden. Figuur S3 geeft de verdeling weer van het aantal meetplaatsen per motief.

Bij een selectie van relevante effluentlozingen wordt de impact opgevolgd in de ontvangende waterloop (motief "Industrie"). Hiervoor worden bedrijven geselecteerd die werden opgenomen in de meetstrategie voor matrix afvalwater, lozen op oppervlaktewater en waarvan een relevante impact wordt verwacht op het ontvangende watersysteem. Daarnaast worden voor dit motief ook een aantal RWZI's geselecteerd waarbij het aandeel industrie >30%.

Ook werden meetplaatsen gelegd in oppervlaktewater afwaarts RWZI's met hoofdzakelijk een aandeel vanuit huishoudens en/of afwaarts grote agglomeraties met gekende problemen van overstortwerking (motief "Stedelijk").

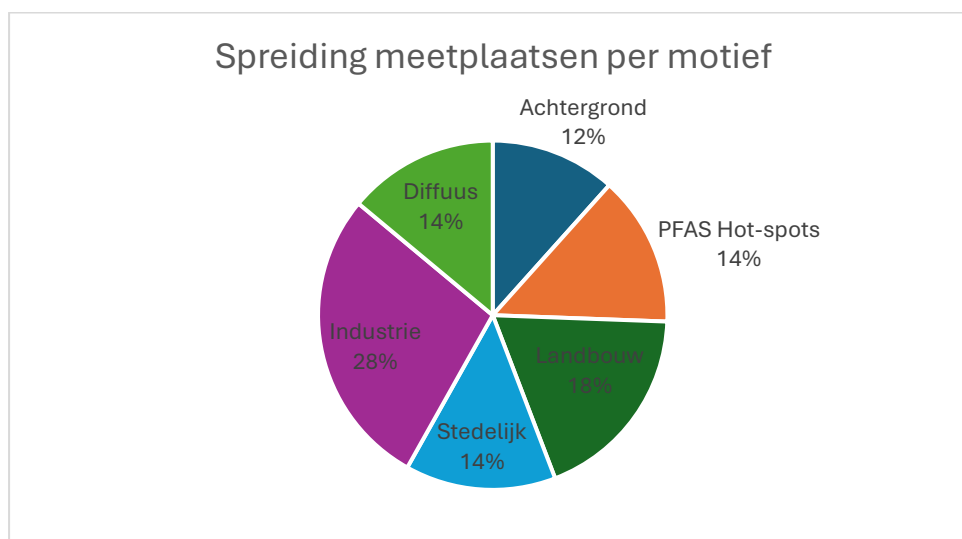
Om een zicht te krijgen op de aanwezigheid van ultrakorte keten PFAS in weinig tot niet-vervuilde watersystemen werden 5 meetplaatsen opgenomen in waterlopen en vijvers zonder gekende industriële en/of huishoudelijke emissiebronnen (motief "Achtergrond"). Vaak betreft het meetplaatsen gelegen in brongebieden, bovenlopen en afgesloten vijversystemen.

Acht meetplaatsen worden ingelegd voor de monitoring in landelijke gebieden. De locaties werden geselecteerd op basis van recente metingen van verhoogde concentraties van de pesticiden Diflufenican en Flufenacet en op basis van gekende druk van overige bestrijdingsmiddelen.

Daarnaast worden PFAS gemeten op 6 meetplaatsen in de buurt van gekende hot-spot locaties met betrekking tot PFAS verontreiniging in de buurt (o.a. Palingbeek in Zwijndrecht en de Fabrieksliep in Willebroek) (motief "PFAS Hot-spots").

Tot slot werden meetlocaties ingelegd die niet rechtsreeks aan een bepaalde vervuilsbron gerelateerd worden, maar eerder een diffuse verontreiniging weergeven (motief "Diffuus").

Negen meetlocaties oppervlaktewater bevinden zich in de buurt (< 3km afstand) van een depositiemeting van VMM kern lucht. Hierbij ook enkele afgesloten watersystemen (o.a. Desselse zandputten). De resultaten kunnen inzicht geven in het aandeel van atmosferische depositie als bron van ultrakorte keten PFAS in oppervlaktewater.



Figuur S3: Spreiding aantal meetplaatsen per motief (oppervlaktewater).



Figuur S4: Geografische spreiding van de meetlocaties oppervlaktewater.

Een overzicht van de geselecteerde meetplaatsen afvalwater en oppervlaktewater wordt ook weergegeven in volgend [GIS project](#).

6.1.3. MEETFREQUENTIE EN ANALYSE

De metingen vinden plaats in het najaar 2024 (oktober tem december). Meetplaatsen voor matrix afvalwater worden maximaal 3x bemonsterd, RWZI's worden éénmalig bemonsterd. De meetplaatsen voor matrix oppervlaktewater worden 3x keer bemonsterd.

Op alle meetplaatsen worden volgende analyses uitgevoerd:

- Ultrakorte keten PFAS (volgens WAC/IV/A/026);
- PFAS (volgens WAC/IV/A/025);
- Opgelost fluoride, en;
- Adsorbeerbaar Organisch Fluoride (AOF).

6.2. GEDETAILEERDE BESCHRIJVING VAN DE GEGEVENSVERWERKING

6.2.1. AGGREGATIE PER LOCATIE

Gezien de soms afwijkende meetfrequentie tussen locaties werden de metingen geaggregeerd per locatie (i.e., meetnummer). Locaties werden meermaals bemonsterd (op verschillende data). Dit heeft gevolgen voor hoe om te gaan met detecties, alsook het berekenen van de som van de PFAS of groepsommen.

Detectiefrequentie

Detecties werden bekeken per meetlocatie (Figuur S5). Voor elke gemeten PFAS werd bepaald of deze minstens éénmaal gedetecteerd (>AG) werd per meetnummer. Het kan dus zijn dat voor bepaalde stoffen deze maar in 1 van de 3 data er een detectie is (>AG) op een bepaalde locatie. Dit werd alsnog geregistreerd als een detectie voor deze stof op deze locatie.

Per meetnummer:

	PFAS 1	PFAS 2	PFAS 3	PFAS 4
Datum 1		>AG		>AG
Datum 2	>AG	>AG		
Datum 3		>AG		


Detectie


Detectie


Geen detectie


Detectie

Detecties werden bekeken per meetlocatie.

Voor elke gemeten PFAS werd bepaald of deze minstens éénmaal gedetecteerd (>AG) werd per meetnummer.

Figuur S5. Gegevensaggregatie voor het aantal detecties.

Detectiefrequentie van de categorieën

Detecties werden ook uitgezet per PFAS-categorie (ultra-korte keten, korte keten, lange keten en andere PFAS). Deze werden bekeken per sector (voor afvalwater) en per motief (oppervlaktewater).

Per meetnummer:

	PFAS 1	PFAS 2	PFAS 3	PFAS 4
Datum 1		>AG		>AG
Datum 2	>AG	>AG		
Datum 3		>AG		

Groep 1 Detectie

Groep 2 Detectie

Detecties per groep/categorie werden eerst bekeken per meetlocatie.

Voor elke gemeten PFAS werd bepaald of deze minstens éénmaal gedetecteerd (>AG) werd per meetnummer.

Dit werd dan geaggregeerd per groep om te kijken of een bepaalde groep minstens één keer werd gedetecteerd. Dit geeft dan de groepdetectie per meetnummer/locatie

Per sector/motief:

	Groep 1	Groep 2	Groep 3	Groep 4
Locatie 1		X		X
Locatie 2	X	X		
Locatie 3		X		

1 detectie

3 detecties

Geen detectie

1 detectie

Dan werd er binnen een motief/sector gekeken op hoeveel locaties de groepen gedetecteerd werden.

Dit geeft een beeld van hoeveel detecties er zijn van bepaalde groepen t.o.v. het totaal aantal groepdetecties binnen een bepaalde sector of motief.

Figuur S6. Gegevensaggregatie voor het aantal detecties van een categorie per sector/motief

De groepdetecties per sector/motief werden op twee manieren voorgesteld. Het absoluut aantal detecties per groep werd voorgesteld in een staafdiagram, waarbij de x-as de verschillende sectoren/motieven toont, en de y-as het absoluut aantal detecties. Per sector/motief werden de detecties per groep in een ander kleur voorgesteld.

Daarnaast werd ook een gestapeld staafdiagram (*stacked bar plot*) gemaakt. Per motief/sector, werden de detecties van de groepen gestapeld geplot (in plaats van naast elkaar in een staafdiagram) en genormaliseerd naar 100%. Hierbij werd eerst het aantal detecties in een motief/sector gesommeerd en vervolgens genormaliseerd naar 100%. De groepen werden opnieuw in een verschillende kleuren aangeduid. Dit geeft een beeld van het proportioneel aantal detecties per groep t.o.v. het totaal aantal locaties met detecties binnen een sector/motief.

Som van de PFAS (PFAS)

Het PFAS-gehalte (i.e., som van de PFAS) op een meetlocatie bepaald door eerst de som van een bepaald staal te nemen, om vervolgens de mediaan of het gemiddelde van de som te berekenen. Dit geeft de mediaansom of de gemiddelde som van de PFAS op een bepaalde meetlocatie.

Belangrijk is dat de ultra-korte keten PFAS niet worden meegenomen in de som van de PFAS

Per meetnummer:

	PFAS 1	PFAS 2	PFAS 3	Totaal
Datum 1				
Datum 2				
Datum 3				



Mediaan
Gemiddelde

Voor PFAS somberekeningen werd eerst, per datum, alle metingen opgeteld.

Vervolgens werd per meetnummer het gemiddelde of de mediaan berekend (afhankelijk van de vraagstelling) van de sommen, i.e. **de mediaansom per locatie**.

Indien anders gespecificeerd, wordt de mediaansom gebruikt als maat voor het Σ PFAS-gehalte. De mediaan is een meer robuuste maat dan het gemiddelde (i.e., minder onderhevig aan outliers).

Figuur S7. Gegevensaggregatie voor de Σ PFAS-gehalte per meetlocatie.

Som van de PFAS per categorie (groepsom)

Op een analoge manier werd ook de groepsom berekend, i.e., het somgehalte aan PFAS van een bepaalde categorie (ultra-korte keten, korte keten, lange keten, en andere PFAS). Hier werd analoog gewerkt als voor de som PFAS. Eerst werd per staal de som voor elke groep berekend. Daarna werd het gemiddelde of de mediaan berekend per PFAS-groep om uiteindelijk te komen tot de mediaansom of gemiddelde som per groep voor een bepaalde meetlocatie.

Per meetnummer:

	PFAS 1	PFAS 2	PFAS 3	Totaal groep 1	Totaal groep 2
Datum 1					
Datum 2					
Datum 3					



Mediaan
Gemiddelde



Mediaan
Gemiddelde

Voor de PFAS-som per groep werd eerst per datum, alle metingen opgeteld voor de stoffen binnen de specifieke groep. Dit geeft per datum een groepsom per categorie.

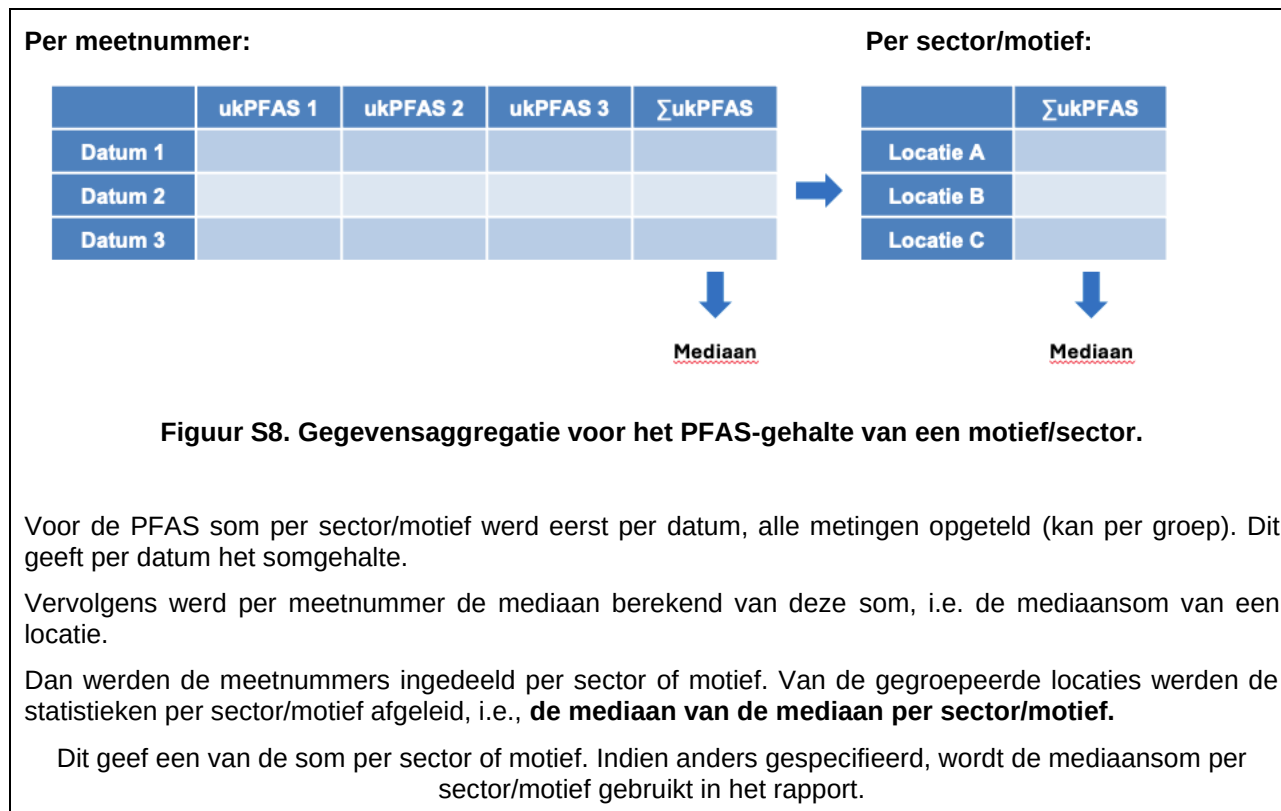
Vervolgens werd per meetnummer het gemiddelde of de mediaan berekend van deze groepsom, i.e. **de mediaansom per PFAS-categorie per locatie**.

Dit geeft een mediaansom (of gemiddelde som) per groep. Indien anders gespecificeerd, wordt de mediaansom per groep gebruikt in het rapport.

Figuur S7. Gegevensaggregatie voor het PFAS-gehalte van een categorie per meetlocatie.

Som van de PFAS per motief/sector

Ook werd de (groep)som berekend per motief. Eerst werd per staal (datum) het somgehalte PFAS berekend voor elke meetlocatie. Daarna werd de mediaan van de sommen berekend per meetlocatie (i.e., de mediaansom van een locatie). De meetlocaties werden dan gegroepeerd per sector (voor AW) of per motief (voor OW). Van de gegroepeerde meetlocaties en hun mediaansom werden dan statistieken afgeleid, zoals bijvoorbeeld de mediaan $\sum \text{PFAS}$ of mediaan $\sum \text{ukPFAS}$. Deze kan berekend worden voor de som PFAS of de verschillende groepsommen (ultra-kort, kort, lang, of andere PFAS).



Som van de PFAS in PFOA-equivalenten

De som van 25 PFAS in PFOA-equivalenten ($\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq.}}$) werd op een analoge manier berekend als de som PFAS, maar er werd eerst een omrekening gedaan naar een concentratie in PFOA-equivalenten. De concentratie werd vermenigvuldigd met de relatieve potentiefactor (RPF; Tabel S2). Dit geeft de PFAS concentratie in PFOA-equivalenten. Daarna werd per staal (datum) het totaalgehalte in PFOA-equivalenten berekende. Alleen de 25 stoffen die deel uitmaken van de $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq.}}$ ontwerpnorm worden meegenomen in de somberekening. Daarna werd per meetpunt de **gemiddelde** $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq.}}$ berekend. Belangrijk is dat hier een gemiddelde $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq.}}$ werd berekend ter vergelijking met de jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor de som van 25 PFAS in oppervlaktewater.

Per meetnummer:

	PFAS 1	PFAS 2	PFAS 3	PFAS 1 in PFOA-eq.	PFAS 2 in PFOA-eq.	PFAS 3 in PFOA-eq.	Totaal in PFOA-eq.
Datum 1							
Datum 2							
Datum 3							


Omrekening via de RPF


Gemiddelde

Figuur S9. Gegevensaggregatie voor de som PFAS in PFOA-equivalenten

Eerst werd de concentratie van elke stof omgerekend naar PFOA-equivalenten door te vermenigvuldigen met de relatieve potentiefactor (RPF; Tabel S2).

Daarna werd per datum, de metingen opgeteld voor de stoffen binnen de definitie van de som van 25 PFAS. Dit geeft per datum een som van 25 PFAS.

Vervolgens werd per meetnummer de **gemiddelde som van 25 PFAS berekend**.

Tabel S2: Relatieve Potentiefactor van PFAS-componenten voor berekening van de som van 25 PFAS (in PFOA-equivalenten).

PFAS	Relatieve Potentiefactor (RPF)
PFBS	0.001
PFPeS	0.3005
PFHxS	0.6
PFHpS	1.3
PFOS	2
PFDS	2
PFBA	0.05
PFPeA	0.03
PFHxA	0.01
PFHpA	0.505
PFOA	1
PFNA	10
PFDA	7
PFUnDA	4
PFDoDA	3
PFTTrDA	1.65
PFTeDA	0.3
PFHxDA	0.02
PFODA	0.02
HFPO-DA	0.06
ADONA	0.03
6:2 FTOH	0.02
8:2 FTOH	0.04
C ₆ O ₄	0.06
TFA	0.002

Fingerprinting

Voor de *fingerprinting* werd gekeken naar de concentraties van individuele PFAS-stoffen binnen bepaalde sectoren of motieven. Hiervoor werd eerst een aggregatie gedaan per locatie. Per PFAS werd voor elke locatie de mediaanconcentratie bepaald. Vervolgens werd een boxplot opgesteld van de mediaanconcentraties per PFAS voor de locaties binnen een bepaalde sector of motief. Belangrijk is dat hier concentraties die onder de AG liggen niet werden meegenomen in het bepalen van de mediaanconcentratie. Deze werden ook niet geplot op de figuren van de *fingerprinting*. De *fingerprinting* geeft dus enkel een beeld van de PFAS die gedetecteerd werden binnen een bepaalde sector of motief.

Per meetnummer:

	PFAS 1	PFAS 2	PFAS 3	PFAS 4
Datum 1				
Datum 2				
Datum 3				


Mediaan


Mediaan


Mediaan


Mediaan

Eerst werd voor elke individuele PFAS de mediaanconcentratie berekend per meetlocatie. Per PFAS werd dus de mediaan van de concentraties genomen.

Per sector of motief, werden dan de toepasselijke locaties geselecteerd. De mediaanconcentraties van deze locaties werden dan uitgezet in een boxplot voor elke individuele PFAS. De PFAS werden gerangschikt van hoog naar laag op basis van de mediaan van de boxplots.

Figuur S10. Gegevensaggregatie voor de *fingerprinting*.

6.2.2. OMGAAN MET GECENSUREERDE GEGEVENS

Gecensureerde gegevens zijn metingen onder de aantoonbaarheidsgrens (AG) of de bepaalbaarheidsgrens (BG). De AG (*LOD = Limit of Detection*) is de concentratie die het meetinstrument nog met “redelijke zekerheid” kan meten (aanwezigheid of afwezigheid), terwijl de BG of RG (rapporteringsgrens) (*LOQ = Limit of Quantification*) de concentratie is waarbij een stof nog met voldoende precisie kan gekwantificeerd worden.

Tabel S3 geeft een overzicht van het aantal metingen (individueel en per locatie) met percentage (niet-) gedetecteerd. Er kan geobserveerd worden dat een groot aantal (>90%) van de individuele PFAS-metingen (in de tijd en ruimte) onder de AG liggen. Echter, wanneer het aantal locaties worden beschouwd met minstens één aantoonbare PFAS, dan is het omgekeerde waar: voor oppervlaktewater en afvalwater worden in groot aantal locaties (93%) minstens één PFAS teruggevonden.

Tabel S3: Overzicht van het aantal metingen (individueel en per locatie) per matrix, alsook het percentage (niet-)gedetecteerd.

Matrix	Aantal metingen	% gedetecteerd	% niet-gedetecteerd	Aantal (gemeten) locaties	% locaties met minimaal één PFAS aangetoond
Afvalwater	5894	7.5	92.5	42	93
Oppervlaktewater	3959	9.3	90.7	67	93

Gezien een aanzienlijk deel van de meetwaarden liggen onder de AG en/of BG, kan dit de probabiliteitsverdeling van de data scheeftrekken (links-gecensureerde data). Een waarde onder de AG of BG is onzeker en vergt een gestandaardiseerde aanpak. Voor het uitvoeren van de statistische analyses, moet de dataset volledig zijn, daarom is het belangrijk deze waarden aan te pakken hetzij door ze te verwijderen (deze optie wordt niet verkozen), hetzij door ze te simuleren.

Meetwaarden onder de AG of BG kunnen op verschillende manieren worden behandeld. In de literatuur zijn verschillende substitutiemethoden gangbaar, waaronder: de waarden vervangen door 1) nul, 2) AG of BG, 3) AG/2 of BG/2. Substitutie is een makkelijke en snelle methode maar impliceert altijd een zekere afwijking in de data aangezien veel meetpunten dezelfde waarde zullen hebben en dit de spreiding van de data zal beïnvloeden. Substitutie door nul kan daarenboven een onderschatting van de eigenlijke meetwaarde zijn, terwijl substitutie door de AG of BG kan een overschatting zijn. Volgens een andere methode kunnen waarden onder de AG of BG als binair beschouwd worden (aanwezig/afwezig) voor bepaalde analyses of kunnen ze op een meer geavanceerde manier geschat worden door e.g. permutaties. Deze laatste twee methoden zullen minder afwijking in de data veroorzaken. Er werd hier gekozen om een verschillende aanpak te hanteren voor de individuele PFAS metingen versus de totaal PFAS berekeningen.

Individuele PFAS

Voor het berekenen van de statistieken van de individuele ultra-korte keten PFAS (gemiddelde, mediaan, minimum en maximum) werd een standaard *best-case* scenario toegepast voor substitutie van concentraties onder de AG/BG, nl.:

Concentraties onder de AG werden gelijkgesteld aan 0,
en concentraties onder de BG werden gelijkgesteld aan de AG (zoals voor het berekenen van de som PFAS);

Deze aanpak is een eerder *best-case* scenario aangezien concentraties onder de AG op 0 gezet worden voor het berekenen de statistieken van individuele stoffen. Een eerder *worst-case* scenario werd ook bekeken (niet gerapporteerd), waarbij concentraties onder de AG gelijkgesteld werden aan de AG, en concentraties onder BG aan de BG, maar dit had een minimaal effect op de berekende statistieken van individuele stoffen.

Som PFAS

Voor somgehalte aan PFAS wordt dezelfde aanpak gevolgd zoals bij individuele PFAS-statistieken. Stoffen die niet werden gedetecteerd, worden dan ook niet meegenomen in de somberekeningen. Immers, Tabel S3 toont aan dat een groot aantal (>90%) van de individuele PFAS-metingen (in de tijd en ruimte) onder de AG liggen. Een optelling van de AG resulteert in een, deels, artificiële PFAS totaal concentratie. Daarom werd het volgende toegepast:

- Indien AG en BG gegeven zijn:
 - Indien Concentratie < AG: Concentratie = 0
 - Indien AG < Concentratie < BG: Concentratie = AG
- Indien AG en BG niet gegeven zijn: Concentratie = 0

6.2.3. DATA VOOR PCA-ANALYSE

De PCA-analyses werden uitgevoerd op datasets waar metingen onder de AG gelijkgesteld werden aan 0. Metingen boven de AG maar onder de BG, werden gelijkgesteld aan AG. De concentraties werden log10-getransformeerd om een betere spreiding te krijgen tussen hoge en lage concentraties. Om log10-transformaties van nulmetingen mogelijk te maken, werd eerst 0.01 bij alle meetwaarden geteld.

Voor de PCA-analyses zijn complete datasets nodig d.w.z. dat er voor elke PFAS-stof in de finale dataset een meting moet aanwezig zijn voor elk meetpunt. Dit is niet het geval met de oorspronkelijke datasets: er zijn vaak specifieke PFAS gemeten in een beperkt aantal stalen. Voor de PCA-analyses is per matrix een data-selectie uitgevoerd die een aantal weinig gemeten PFAS verwijderd alsook stalen met een laag aantal gemeten PFAS (Tabel S4).

Tabel S4: Overzicht van de data-selectie voor PCA-analyses.

Matrix	Aantal metingen voor data-selectie	Aantal PFAS voor data-selectie	Aantal metingen na data-selectie	Aantal PFAS na data-selectie)
Afvalwater – enkel ukPFAS	119	7	119	5
Afvalwater – alle PFAS	94	7	94	7
Oppervlaktewater	136	40	112	22
Oppervlaktewater – alle PFAS	99	45	90	28

6.3. TABELLEN EN FIGUREN

Tabel S5: Overzicht van de 42 gemeten “klassieke” PFAS uit het WAC/IV/A/025.

	PFAS	Afkorting	CAS-nr.	Categorie
Sulfonzuren				
1	Perfluorbutaansulfonzuur	PFBS	375-73-5	Korte keten
2	Perfluorpentaansulfonzuur	PFPeS	2706-91-4	Korte keten
3	Perfluorhexaansulfonzuur	PFHxS	355-46-4	Korte keten
	Perfluorhexaansulfonzuur-lineair	PFHxS-lineair		Korte keten
	Perfluorhexaansulfonzuur-totaal	PFHxS-totaal		Korte keten
4	Perfluorheptaansulfonzuur	PFHpS	375-92-8	Korte keten
5	Perfluoroctaansulfonzuur	PFOS	1763-23-1	Lange keten
	Perfluoroctaansulfonzuur-lineair	PFOS-lineair		Lange keten
	Perfluoroctaansulfonzuur-totaal	PFOS-totaal		Lange keten
6	Perfluornonaansulfonzuur	PFNS	68259-12-1	Lange keten
7	Perfluordecaansulfonzuur	PFDS	335-77-3	Lange keten
8	Perfluorundecaansulfonzuur	PFUnDS ^a	749786-16-1	Lange keten
9	Perfluordodecaansulfonzuur	PFDoDS ^a	79780-39-5	Lange keten
10	Perfluortridecaansulfonzuur	PFTrDS ^a	791563-89-8	Lange keten
11	Perfluor-4-ethylcyclohexaansulfonzuur	PFECHS	646-83-3	Andere
Carbonzuren				
12	Perfluorbutaan	PFBA	375-22-4	Korte keten
13	Perfluorpentaan	PFPeA	2706-90-3	Korte keten
14	Perfluorhexaan	PFHxA	307-24-4	Korte keten
15	Perfluorheptaan	PFHpA	375-85-9	Korte keten
16	Perfluoroctaan	PFOA	335-67-1	Lange keten
	Perfluoroctaan-lineair	PFOA-lineair		Lange keten
	Perfluoroctaan-totaal	PFOA-totaal		Lange keten
17	Perfluornonaan	PFNA	375-95-1	Lange keten
18	Perfluordecaan	PFDA	335-76-2	Lange keten
19	Perfluorundecaan	PFUnDA	2058-94-8	Lange keten
20	Perfluordodecaan	PFDoDA	307-55-1	Lange keten
21	Perfluortridecaan	PFTrDA ^a	72629-94-8	Lange keten
22	Perfluortetradecaan	PFTeDA	376-06-7	Lange keten
23	Perfluorhexadecaan	PFHxDA	67905-19-5	Lange keten
24	Perfluoroctadecaan	PFODA ^a	16517-11-6	Lange keten
Ether carbonzuren				
25	Hexafluorpropyleenoxidideimeerzuur	HFPO-DA/GenX	13252-13-6	Andere
26	4,8-dioxa-3H-perfluornonaan	ADONA	919005-14-4	Andere
Fluorotelomeersulfonzuren				
27	4:2 fluortelomeersulfonzuur	4:2 FTS	757124-72-4	Andere
28	6:2 fluortelomeersulfonzuur	6:2 FTS ^{a*}	27619-97-2	Andere
29	8:2 fluortelomeersulfonzuur	8:2 FTS	39108-34-4	Andere
30	10:2 fluortelomeersulfonzuur	10:2 FTS ^a	120226-60-0	Andere
Fluorotelomeerfosfaatdiesters				
31	6:2 fluortelomeerfosfaat diester	6:2 diPAP ^a	57677-95-9	Andere
32	8:2 fluortelomeerfosfaatdiester	8:2 diPAP	678-41-1	Andere
33	6:2/8:2 fluortelomeerfosfaat diester	6:2/8:2 diPAP ^a	943913-15-3	Andere
Sulfonamides				
34	Perfluorbutaansulfonamide	PFBSA	30334-69-1	Korte keten
35	N-methyl-perfluorbutaansulfonamide	MePFBSA	68298-12-4	Korte keten
36	N-methyl-perfluorobutaansulfonamido-azijnzuur	MePFBSAA	159381-10-6	Korte keten
37	Perfluorhexaansulfonamide	PFHxSA	41997-13-1	Korte keten
38	Perfluoroctaansulfonamide	PFOSA	754-91-6	Lange keten
	Perfluoroctaansulfonamide-lineair	PFOSA-lineair		Lange keten
	Perfluoroctaansulfonamide-totaal	PFOSA-totaal		Lange keten

	PFAS	Afkorting	CAS-nr.	Categorie
39	N-methylperfluorooctaansulfonamide	MePFOSA	31506-32-8	Lange keten
	N-methylperfluorooctaansulfonamide-lineair	MePFOSA-lineair		Lange keten
	N-methylperfluorooctaansulfonamide-totaal	MePFOSA-totaal		Lange keten
40	N-methylperfluorooctaansulfonamido-azijnzuur	MePFOSAA	2355-31-9	Lange keten
41	N-ethylperfluorooctaansulfonamide	EtPFOSA	4151-50-2	Lange keten
	N-ethylperfluorooctaansulfonamide-lineair	EtPFOSA-lineair		Lange keten
	N-ethylperfluorooctaansulfonamide-totaal	EtPFOSA-totaal		Lange keten
42	N-ethylperfluorooctaansulfonamido-azijnzuur	EtPFOSAA	2991-50-6	Lange keten

^aindicatief bepaald

*enkel indicatief voor AW

Tabel S6: Lijst van medicijnen geanalyseerd in oppervlaktewater.

Medicijn
Amidotrizoïnezuur
Atenolol
Benzotriazool
Bezafibraat
Carbamazepine
Clarithromycine
Clindamycine
Clindamycine, waterstofchloride
Clozapine
Diclofenac
Diclofenac, natrium
Dimetridazol
Fenazon
Gabapentine
Hydrochloorthiazide
Iopamidol
Iopromide
Irbesartan
Ketoprofen
Lidocaine
Metoprolol
Metoprololtartraat
Naproxen
Pentoxifylline
Propanolol
Propanolol, waterstofchloride
Sotalol
Sotalol, waterstofchloride
Sulfamethoxazol
Trimethoprim
Valsartan

Tabel S7: Aantoonbaarheidsgrenzen voor de verschillende PFAS voor afvalwater.

PFAS	Aantoonbaarheidsgrens (µg/L)
2233TFPrA	Min = 0.2295 Max = 0.0685
4:2 FTS	0.007
8:2 diPAP	0.00995
8:2 FTS	0.00625
DONA	0.007
EtPFOSA totaal	0.0087
EtPFOSAA	0.00545
HFPO-DA	0.0098
MePFBSA	0.0057
MePFBSAA	0.00735
MePFOSA totaal	0.00925
MePFOSAA	0.00725
PFBA	0.00775
PFBS	0.0076
PFBSA	0.006
PFDA	0.00465
PFDoDA	0.00805
PFDS	0.00845
PFECHS	0.0065
PFES	0.0535
PFHpA	0.00885
PFHpS	0.0072
PFHxA	0.0049
PFHxDA	0.00875
PFHxS totaal	0.0028
PFHxSA	0.00565
PFNA	0.0021
PFNS	0.00785
PFOA totaal	0.0057
PFOS	0.00335
PFOS totaal	0.00335
PFOSA totaal	0.01
PFPeA	Min = 0.0069 Max = 0.0096
PFPeS	0.00515
PFPrA	0.0279
PFPrS	0.115
PFTeDA	0.00535
PFUnDA	0.00515
TFA	0.3415
TFMS	0.101

Tabel S8: Aantoonbaarheidsgrenzen voor de verschillende PFAS voor oppervlaktewater.

Symbol	Aantoonbaarheid (ng/L)
10:2 FTS	5
2233TFPrA	Min = 71.5 Max = 337.5
4:2 FTS	Min = 5 Max = 20
6:2 diPAP	5
6:2 FTS	5
8:2 FTS	Min = 1 Max = 2.5
DONA	2.5
EtPFOSA totaal	5
EtPFOSAA	0.5
HFPO-DA	Min = 0.5 Med = 1 Max = 2.5
MePFBSA	5
MePFBSAA	0.5
MePFOSA totaal	Min = 5 Max = 20
MePFOSAA	0.5
PFBA	2.5
PFBS	2.5
PFBSA	2.5
PFBSA	20
PFDA	5
PFDODA	1
PFDODS	5
PFDS	0.5
PFECHS	0.5
PFECHS	1
PFECHS	2.5
PFES	26.7
PFHpA	2.5
PFHpA	5
PFHpS	2.5
PFHpS	5
PFHxA	2.5
PFHxS totaal	5
PFHxSA	0.5
PFHxSA	5
PFNA	5

Symbool	Aantoonbaarheid (ng/L)
PFNS	0.5
PFOA totaal	5
PFOS	2.5
PFOS totaal	5
PFOSA totaal	5
PFPeA	5
PFPeS	0.5
PFPrA	29.2
PFPrS	124
PFTeDA	5
PFTeDA	20
PFTTrDA	25
PFTTrDS	5
PFUnDA	2.5
PFUnDA	5
PFUnDS	5
TFA	463.5
TFMS	83.5



VERKENNEND ONDERZOEK NAAR DE RELATIE TUSSEN TFA EN HET GEBRUIK VAN PFAS-PESTICIDEN

DEEL 2

Oppervlaktewater en grondwater

18 december 2025

VMM/DATARAPPORTERINGULTRAKORTEPFAS/2024

**Karel Vlaeminck, Nathalie Briels, Karel Viaene, Marnix Vangheluwe en
Frederik Verdonck**

**ARCHE Consulting
Liefkensstraat 35D
B-9032 Wondelgem, Belgium
frederik.verdonck@arche-consulting.be
www.arche-consulting.be**

LIJST VAN TABELLEN	2
LIJST VAN FIGUREN	3
SUMMARY	5
SAMENVATTING	6
1. INLEIDING	7
2. METHODOLOGIE	8
2.1. BESCHRIJVING VAN DE MEETCAMPAGNE	8
2.2. CHEMISCHE ANALYSE	9
2.2.1. UKPFAS	9
2.2.2. PFAS-PESTICIDEN	10
2.3. DATAVERWERKING	11
2.3.1. OMGAAN MET <i>NON-DETECTS</i>	11
2.3.2. BESCHRIJVENDE STATISTIEK	12
2.3.3. STATISTISCHE VERKENNING VAN DE RELATIE TUSSEN TFA EN PFAS-PESTICIDEN GEBRUIK	12
2.4. NORMTOETSING	14
3. RESULTATEN EN DISCUSSIE	16
3.1. OPPERVLAKTEWATER	16
3.1.1. WAT ZIJN DE DETECTIEFREQUENTIES?	16
3.1.2. WELKE CONCENTRATIES WORDEN ER WAARGENOMEN?	17
3.1.3. VERGELIJKING MET HET HUIDIGE NORMENKADER	21
3.1.4. RELATIE TUSSEN HET VOORKOMEN VAN TFA EN PFAS-PESTICIDEN	27
3.2. GRONDWATER	35
3.2.1. WAT ZIJN DE KWANTIFICATIEFREQUENTIES?	35
3.2.2. WELKE CONCENTRATIES WORDEN ER WAARGENOMEN?	37
3.2.3. VERGELIJKING MET HET HUIDIGE NORMENKADER	40
3.3. VERGELIJKING MET JOERSS ET AL. (2024)	44
3.4. ONZEKERHEDEN VAN HET ONDERZOEK	47
4. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	48
5. LITERATUURLIJST	50
6. ANNEX	52

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1: Aantal bemonsterde grondwaterlocaties en -stalen per putfilter en per doelstof.....	9
Tabel 2: De geanalyseerde ukPFAS in de huidige studie.....	10
Tabel 3: De aantoonbaarheids- (AG) en bepaalbaarheidsgrenzen (BG) voor oppervlakte- en grondwater per doelstof.....	11
Tabel 4: Overzicht van de geselecteerde toetsingswaarden voor oppervlaktewater.....	14
Tabel 5: Overzicht van de geselecteerde toetsingswaarden voor grondwater.....	15
Tabel 6: Detectiefrequentie van ukPFAS in oppervlaktewater.....	16
Tabel 7: Detectiefrequentie van PFAS-pesticiden in oppervlaktewater.....	16
Tabel 8: Beschrijvende statistiek van de concentraties (ng/L) van ultrakorte PFAS in oppervlaktewater. De aantoonbaarheidsgrens (AG) voor iedere stof is gegeven in Tabel 3.....	17
Tabel 9: Mediane TFA concentraties gemeten in landelijk gebied in 2024 en 2025.....	17
Tabel 10: Beschrijvende statistiek van de concentraties (ng/L) van PFAS-pesticiden in oppervlaktewater. De aantoonbaarheidsgrens (AG) voor iedere stof is gegeven in Tabel 3.....	18
Tabel 11: PFAS met hoge relatieve potentie-factoren (RPF) en hun bijhorende AGs. Het effect van een substitutieregels bij de omrekening naar PFOA-equivalenten wordt getoond. Vetgedrukte concentraties tonen de resulterende overschrijdingen (JG-MKN), zelfs met weinig of geen detecties van de respectievelijke PFAS.	23
Tabel 12: Resultaten van de LMM analyse voor de <i>fixed effects</i> na modelselectie. De significante verklarende variabelen werden in het vet aangeduid. Variabelen met een positief significant effect op TFA werden aangeduid in het groen, variabelen met een negatief effect in het rood.	30
Tabel 13: Aantal stalen, locaties en kwantificatiefrequentie voor TFA-metingen in grondwater.....	35
Tabel 14: Aantal stalen en kwantificatiefrequentie voor pesticiden-metingen in grondwater. Iedere pesticide werd tijdens deze meetcampagne slechts éénmaal gemeten per locatie. Het aantal stalen komt in deze daarom overeen met het aantal locaties.	35
Tabel 15: Beschrijvende statistiek van de concentraties (µg/L) van TFA in grondwater. De bepaalbaarheidsgrens voor TFA was 0.05 µg/L.	37
Tabel 16: Beschrijvende statistiek van de concentraties (µg/L) van PFAS-pesticiden in grondwater overheen putfilters. De bepaalbaarheidsgrens voor deze stoffen was 0.01 µg/L.	39
Tabel 17: Overzicht van het aantal overschrijdingen van iedere geselecteerde toetsingswaarde voor grondwater.....	41

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Geografisch overzicht van de meetpunten in A) oppervlaktewater en B) grondwater in de meetcampagne van 2025.	8
Figuur 2: Chemische structuur van de acht gemeten PFAS-pesticiden in OW en GW.	10
Figuur 3: Geografische weergave van de mediane TFA concentraties (ng/L) per meetpunt in OW. De zes laagste mediaanconcentraties (geel) zijn gelijk aan de AG (463.5 ng/L) en vertegenwoordigen locaties waar in minstens de helft van de metingen TFA noch gedetecteerd of gekwantificeerd werd. Concentraties werden geplotted op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken.	18
Figuur 4: Geografisch overzicht van de bijdrage van iedere PFAS-pesticide aan de mediane concentratie per OW-meetpunt. Wanneer slechts één kleur zichtbaar is, werd er slechts één PFAS-pesticide gedetecteerd (>AG).	19
Figuur 5: Verkoopcijfers van PFAS-pesticiden in België van 2011 tot 2023.	20
Figuur 6: Geografische verspreiding van de overschrijdingen van $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ -concentraties in OW t.o.v. de voorgestelde jaargemiddelde-milieuwaliteitsnorm (JG-MKN) voor de KRW volgens A) het <i>best-case</i> scenario en B) het <i>reasonable worst-case</i> scenario.	21
Figuur 7: De $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ voor de meetpunten in oppervlaktewater, berekend voor twee verschillende scenarios (<i>best case</i> en <i>reasonable worst-case</i>). Per meetpunt werd de (gemiddelde) som van de 25 PFAS berekend in PFOA-equivalenten. De horizontale stippellijn toont de ontwerpnorm van 4.4 ng PFOA _{eq} /L aan.	22
Figuur 8: Aandeel TFA (%) in de $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ voor het <i>best case</i> scenario (scenario 1). Blauwe punten tonen het TFA aandeel van individuele metingen voor. De boxplots tonen de verdeling op een specifiek meetpunt.	25
Figuur 9: Aandeel TFA (%) in de $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ voor het <i>reasonable worst-case</i> scenario (scenario 2). Blauwe punten tonen het TFA aandeel van individuele metingen voor. De boxplots tonen de verdeling op een specifiek meetpunt.	26
Figuur 10: Geografische verspreiding van de overschrijdingen van diflufenican (boven) en flufenacet (onder) in OW t.o.v. de VLAREM jaargemiddelde-milieuwaliteitsnorm (JG-MKN).	27
Figuur 11: Weergave van de lineaire modellen voor de verschillende PFAS-pesticiden (links) en de significante relatie tussen TFA en fluopicolide in OW (rechts).	28
Figuur 12: Links: PCA biplot voor de dataset met TFA en PFAS-pesticiden in OW en landgebruik volgens principale component 1 en 2. TFA is aangegeven met een groene pijl, pesticiden met blauwe pijlen en landgebruik met bruine pijlen. Rechts: Dezelfde PCA biplot maar enkel met de PFAS-pesticiden. Pijlen zijn herschaald voor de duidelijkheid. Individuele datapunten zijn telkens weergegeven als zwarte punten.	29
Figuur 13: Het verwachte effect van fluopicolide op TFA in OW in de LMM bij verschillende waarden voor <i>random effects</i> . Voor de linkse figuur werden acht willekeurige meetpunten uitgekozen, voor de rechtse figuur acht willekeurige datums. Deze figuur tuint duidelijk het positieve verband tussen TFA en fluopicolide. De meetplaats bepaalt de TFA concentratie mee terwijl de datum (metingen januari-maart 2025) geen rol speelt.	31
Figuur 14: Het verwachte effect van PC1 landgebruik op TFA in OW in de LMM (links). De rechtse figuur geeft de PC <i>loadings</i> van de verschillende landgebruiken voor PC1 weer. Loadings geven weer hoeveel de variabele bijdraagt aan de PC.	32
Figuur 15: Het verwachte effect van PC2 landgebruik op TFA in OW in de LMM (links). De rechtse figuur geeft de PC <i>loadings</i> van de verschillende landgebruiken voor PC2 weer. Loadings geven weer hoeveel de variabele bijdraagt aan de PC.	33

Figuur 16: Het verwachte effect van PC3 landgebruik op TFA in OW in de LMM (links). De rechtse figuur geeft de PC loadings van de verschillende landgebruiken voor PC3 weer. Loadings geven weer hoeveel de variabele bijdraagt aan de PC.	34
Figuur 17: Links van de pijl: fluopicolide. Rechts van de pijl: metaboliet BAM.	36
Figuur 18: Geografische weergave van TFA concentraties in grondwater. De maximale concentratie per locatie (overheen putfilters) werd gebruikt. Concentraties werden geplotted op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken. Grijze symbolen vertegenwoordigen locaties waar TFA niet gekwantificeerd werd (n=5).	37
Figuur 19: TFA concentratie ($\mu\text{g/L}$) in functie van de diepte (m) voor grondwater. De verticale lijnen tonen toetsingswaarden voor TFA: 0.1 $\mu\text{g/L}$ (relevante metaboliet van een pesticide), 1 $\mu\text{g/L}$ (niet-relevant metaboliet van een pesticide) en 15.6 $\mu\text{g/L}$ (bodemsanering van TFA in grondwater).	38
Figuur 20: TFA concentraties ($\mu\text{g/L}$) in grondwater per locatie, opgeplijst per putfilter. Enkel locaties waar twee putfilters werden bemonsterd (n=32) zijn weergegeven.	39
Figuur 21: Geografisch overzicht van de maximum bijdrage van iedere PFAS-pesticide aan de concentratie per GW-meetpunt overheen de onderzochte putfilters. Enkel meetpunten met minstens één gekwantificeerde (>BG) PFAS-pesticide zijn getoond (n=26). Wanneer slechts één kleur zichtbaar is, werd er dus slechts één PFAS-pesticide gekwantificeerd.	40
Figuur 22: Geografisch overzicht van de meetpunten voor TFA in grondwater t.o.v. de toetsingswaarde bodemsanering van TFA in grondwater (15.6 $\mu\text{g/L}$). De maximale TFA concentratie overheen alle gemeten putfilters werd gebruikt. Groen: geen overschrijding, rood: overschrijding. Op vijf locaties werd TFA niet gekwantificeerd (<BG in ieder staal), deze meetpunten werden eveneens aangeduid in het groen aangezien zij ook aan de toetsingswaarde voldoen.	41
Figuur 23: Geografisch overzicht van de meetpunten voor TFA in grondwater t.o.v. A) de potentieel toekomstige toetsingswaarde indien TFA wordt geclassificeerd als een relevante metaboliet van pesticiden (0.1 $\mu\text{g/L}$) en C) de potentieel toekomstige toetsingswaarde indien TFA wordt geclassificeerd als een niet-relevante metaboliet van pesticiden (1 $\mu\text{g/L}$). De maximale TFA concentratie overheen alle gemeten putfilters werd gebruikt. Groen: geen overschrijding, rood: overschrijding. Op vijf locaties werd TFA niet gekwantificeerd. Vier van deze meetpunten werden eveneens aangeduid in het groen aangezien zij ook aan de toetsingswaarde voldoen (BG = 0.05 $\mu\text{g/L}$). Eén meetpunt had echter een BG van 1 $\mu\text{g/L}$ en is aangeduid in het grijs wanneer de toetsingswaarde < BG (i.e. enkel t.o.v. C).	42
Figuur 24: Geografisch overzicht van de meetpunten voor TFA in grondwater t.o.v. de Europese drinkwaternorm voor individuele pesticiden (0.1 $\mu\text{g/L}$). De maximale pesticidenconcentratie overheen alle gemeten putfilters werd gebruikt. Groen: geen overschrijding, rood: overschrijding. Locaties waar de maximale pesticidenconcentratie <BG (= 0.01 $\mu\text{g/L}$) werden eveneens aangeduid in het groen aangezien zij ook aan de norm voldoen.	43
Figuur 25: Boven: Data uit Joerss et al. (2024) voor TFA vormingspotentieel in de Vlaamse arrondissementen, uitgedrukt in kg en uitgaande van een 100% vormingspotentieel van TFA uit de alle 18 pesticiden. Onder: De maximale TFA concentratie in OW (ng/L) in de VMM meetcampagne, getoond per arrondissement. Grijze balken geven arrondissementen weer die niet werden bemonsterd in de VMM campagne.	44
Figuur 26: Boven: Data uit Joerss et al. (2024) voor TFA vormingspotentieel in de Vlaamse arrondissementen, uitgedrukt in kg en uitgaande van een 100% vormingspotentieel van TFA uit diflufenican, flufenacet en fluopicolide. Onder: De maximale TFA concentratie in OW (ng/L) in de VMM meetcampagne, getoond per arrondissement en berekend als TFA-equivalenten uit de molaire concentratie van diflufenican, flufenacet en fluopicolide. Grijze balken geven arrondissementen weer die niet werden bemonsterd in de VMM campagne.	45

SUMMARY

This study constitutes the second part of a two-part investigation into the distribution of ultra-short-chain PFAS (ukPFAS) in Flanders. This part discusses the results of a monitoring campaign conducted by the Flanders Environment Agency (VMM) in spring 2025. The campaign specifically focused on the presence of ukPFAS (with an emphasis on trifluoroacetic acid, TFA) and PFAS pesticides in surface water and groundwater in rural areas. PFAS pesticides are plant protection products that, upon degradation in the environment, may potentially lead to the formation of TFA due to the presence of a C–CF₃ group in the molecule. In the previous monitoring campaign (Part 1), the highest median Σ ukPFAS concentration was measured in surface waters of “rural areas”. It was therefore hypothesized that the occurrence of ukPFAS in surface water or groundwater is linked to the use of PFAS pesticides in these areas. To investigate this, in Part 2 of the monitoring campaign, surface water was sampled at 40 locations and groundwater at 272 locations in rural areas in Flanders.

The results show a consistent pattern for both surface water and groundwater, with TFA being dominant and widespread compared to other ukPFAS. Among all PFAS pesticides, fluopyram was most frequently detected in surface water, followed by fluopicolide, diflufenican, flufenacet, and fipronil. The median TFA concentration in surface water was 2320 ng/L in the investigated rural areas. Fluopyram and fluopicolide showed the highest median concentrations in surface water, namely 31 and 25 ng/L, respectively.

For surface water, a positive relationship was found between fluopicolide and TFA. For the other PFAS pesticides, no statistically significant relationship could be confirmed based on the current dataset. Certain crop groups showed a positive correlation with the occurrence of TFA in surface water, but it was not possible to link the cultivation of a specific crop to this substance. More targeted research would be required to identify a relationship between the occurrence of TFA and a specific crop group or a specific pesticide use. The limited temporal coverage of the dataset did not allow for seasonal variations in TFA or pesticide concentrations to be identified. Furthermore, investigating a concrete relationship between TFA and PFAS pesticides requires information on the application (how and when) of these plant protection products in the field.

Compliance assessment was carried out based on the proposed annual average environmental quality standard for the sum of 25 PFAS ($\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq.}}$) under the Water Framework Directive (4.4 ng PFOA_{eq.}/L for direct exposure to surface water). The results of the compliance assessment proved to be highly dependent on the way censored data (i.e. measurements below the limit of detection or quantification) were treated. The same effect of data treatment was observed when calculating the contribution of TFA to the $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq.}}$. The application of alternative substitution rules resulted in differences in the number of exceedances and in the contribution of TFA. When assessed against the critical biota standard for indirect exposure via fish consumption (0.22 ng PFOA_{eq.}/L), exceedances were observed at all locations.

TFA was quantified in 98% of the groundwater samples, indicating a dominant role for TFA. The median TFA concentration was 2.8 µg/L, comparable to the median concentration of 2.3 µg/L in surface water. PFAS pesticides were only quantified to a limited extent in groundwater (maximum 9% of the samples). Due to the low quantification frequency, the relationship between the occurrence of TFA and PFAS pesticides in groundwater could not be statistically assessed. A possible explanation for the relatively high detection frequencies and concentrations of TFA in groundwater compared to PFAS pesticides is that the latter have already degraded to TFA, either in soil or in groundwater. The investigated PFAS pesticides have a relatively low leaching potential, whereas their metabolites are expected to be detectable in groundwater at higher concentrations. An alternative explanation is that TFA may have a different, more diffuse source in rural areas, such as atmospheric deposition, which can be further investigated.

The soil remediation threshold value for TFA in groundwater (15.6 µg/L) was exceeded at only 4 of the 272 locations. When compared to a more stringent assessment value, such as the potential future regulatory framework for pesticide metabolites proposed by EFSA, a higher number of locations show exceedances. The use of these differing assessment values results in divergent evaluation outcomes and introduces uncertainty regarding the groundwater protection status, highlighting the need for a harmonised assessment framework.

SAMENVATTING

Deze studie vormt het tweede deel van een tweedelig onderzoek naar de verspreiding van ultrakorte keten PFAS (ukPFAS) in Vlaanderen. In dit deel worden de resultaten besproken van een monitoringcampagne van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) uitgevoerd in het voorjaar van 2025. De campagne richtte zich specifiek op de aanwezigheid van ukPFAS (met focus op trifluorazijnzuur (TFA)) en PFAS-pesticiden in oppervlakte- en grondwater in landelijke gebieden. PFAS-pesticiden zijn gewasbeschermingsmiddelen die bij afbraak in het milieu mogelijk aanleiding kunnen geven tot de vorming van TFA door de aanwezigheid van een C-CF₃-groep op de molecule. In de vorige meetcampagne (deel 1) werd de hoogste mediane Σ ukPFAS concentratie gemeten in het oppervlaktewater van 'landelijke gebieden'. Mogelijks kan het voorkomen van ukPFAS in oppervlakte- of grondwater gelinkt worden aan het gebruik van PFAS-pesticiden in deze gebieden. Deze theorie werd onderzocht in deel 2 van de meetcampagne, waarin oppervlaktewater bemonsterd werd op 40 locaties, en grondwater op 272 locaties in landelijke gebieden in Vlaanderen.

De resultaten tonen zowel voor oppervlakte- als voor grondwater een consistent beeld, waarbij TFA dominant en wijdverspreid is t.o.v. andere ukPFAS. Van alle PFAS-pesticiden werd fluopyram het vaakst gedetecteerd in oppervlaktewater, gevolgd door fluopicolide, diflufenican, flufenacet, en fipronil. De mediane TFA concentratie in oppervlaktewater was 2320 ng/L in de onderzochte landelijke gebieden. Fluopyram en fluopicolide hadden de hoogste mediane concentratie in oppervlaktewater, nl. 31 en 25 ng/L, respectievelijk.

Voor oppervlaktewater, werd een positief verband gevonden tussen fluopicolide en TFA. Voor de andere PFAS-pesticiden kon op basis van de huidige dataset geen statistisch significante relatie bevestigd worden. Bepaalde gewasgroepen vertoonden een positieve correlatie met het voorkomen van TFA in oppervlaktewater, maar het was niet mogelijk om de teelt van een specifiek gewas te linken aan deze stof. Meer gericht onderzoek zou nodig zijn om een relatie op te pikken tussen het voorkomen van TFA en een concrete gewasgroep of een specifiek pesticidegebruik. De beperkte temporele spreiding van de dataset liet het niet toe om seizoensgebonden variaties in TFA- of pesticideconcentraties op te pikken. Voor het onderzoeken van een concrete relatie tussen TFA en PFAS-pesticiden is er bovendien informatie nodig over de toepassing (hoe en wanneer) van deze gewasbeschermingsmiddelen op het land.

Normtoetsing gebeurde op basis van de voorgestelde jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm voor de som van 25 PFAS ($\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq.}}$) in functie van het Kaderrichtlijn Water (4.4 ng PFOA_{eq.}/L voor directe blootstelling aan oppervlaktewater). De resultaten van de normtoetsing bleken sterk afhankelijk van de manier waarop de gecensureerde data (i.e. metingen onder de aantoonbaarheids- of bepaalbaarheids grens) worden behandeld. Hetzelfde effect van deze databehandeling werd geobserveerd bij het berekenen van het aandeel TFA in de $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq.}}$. Het toepassen van andere substitutieregels leidde tot een verschil in het aantal overschrijdingen en het aandeel TFA. Bij toetsing aan de kritische biotnorm voor indirect blootstelling via visconsumptie (0.22 ng PFOA_{eq.}/L) werd op alle locaties een overschrijding geobserveerd.

TFA werd in 98% van de grondwaterstalen gekwantificeerd, wat wijst op een dominante rol van TFA. De mediane concentratie TFA was 2.8 µg/L, vergelijkbaar met de mediane concentratie van 2.3 µg/L in oppervlaktewater. De PFAS-pesticiden werden slechts beperkt gekwantificeerd in grondwater (max. 9% van de stalen). Omwille van de lage kwantificatiefrequentie kon de relatie tussen het voorkomen van TFA en PFAS-pesticiden in grondwater niet statistisch worden onderzocht. Een mogelijke verklaring voor de relatief hoge detecties en concentraties van TFA in grondwater t.o.v. de PFAS-pesticiden is dat deze laatsten reeds afgebroken zijn tot TFA (in bodem of in grondwater). De onderzochte PFAS-pesticiden hebben een relatief lage uitlogingscapaciteit, terwijl hun metabolieten daarentegen worden verwacht in hogere concentraties meetbaar te zijn in het grondwater. Een alternatieve verklaring is dat TFA mogelijk een andere, meer diffuse bron heeft in landelijke gebieden, bijvoorbeeld atmosferische depositie. Verdere gerichte studies zijn nodig om deze hypothesen te verifiëren.

De toetsingswaarde voor bodemsanering voor TFA in grondwater (15.6 µg/L) werd slechts overschreden op 4 van de 272 locaties. Indien een striktere toetsingswaarde wordt gebruikt, zoals het potentieel toekomstig normenkader voor metabolieten van pesticiden opgelegd door EFSA, zijn er meer locaties met overschrijding. Deze toetsingswaarden zouden leiden tot uiteenlopende beoordelingsuitkomsten en creëren daarmee onzekerheid over de daadwerkelijke beschermingsstatus van het grondwater, wat de noodzaak aan een geharmoniseerd normenkader onderstreept.

1. INLEIDING

Trifluorazijnzuur (TFA) is de voornaamste verbinding binnen de groep van ultrakorte keten PFAS (ukPFAS), gedefinieerd als PFAS met een ketenlengte van drie of minder koolstoffen ($\leq C_3$). Door de zeer korte, minder lipofiele koolstofketen gedraagt TFA zich uitgesproken waterminnend en vertoont het een hoge mobiliteit in het milieu. Hierdoor wordt het frequent aangetroffen in watercompartimenten, waaronder oppervlaktewater, grondwater, neerslag en drinkwater, en kan het bovendien relatief gemakkelijk door planten worden opgenomen (Arp et al., 2024). Tegelijk blijft TFA, net als andere PFAS, uiterst persistent door de sterke C–F-bindingen. Deze combinatie van mobiliteit en persistentie maakt TFA tot een relevante en hardnekkige component binnen de bredere PFAS-problematiek.

Dit rapport vormt het tweede deel van het onderzoek van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) naar ultrakorte keten PFAS in Vlaanderen en bouwt verder op deel 1, “Onderzoek naar de verspreiding van ultrakorte keten PFAS in Vlaanderen”. In dat eerste luik werd een meetcampagne uitgevoerd in afvalwater en oppervlaktewater, met als doel de aanwezigheid, concentraties en mogelijke bronnen van ukPFAS in kaart te brengen. De resultaten toonden aan dat ukPFAS, en in het bijzonder TFA, dominant aanwezig zijn in het Vlaamse aquatische milieu. Vooral in landelijke meetlocaties werd de hoogste mediane Σ ukPFAS-concentratie in oppervlaktewater vastgesteld (Tabel 13, deel 1). TFA werd daarbij in de acht onderzochte landelijke locaties overal gemeten in concentraties boven 1000 ng/L (Figuur 18, deel 1). Hoewel deze empirische bevindingen een duidelijke verspreiding en dominantie aantonen, bleef de exacte bijdrage van specifieke emissieroutes of broncategorieën in deel 1 grotendeels onverklaard. De conclusie van deel 1 benadrukte dan ook dat (uk)PFAS-vervuiling in Vlaanderen het resultaat is van een complexe interactie van puntbronnen, diffuse bronnen en diverse *pathways*, en dat verder brongericht onderzoek noodzakelijk is.

Een mogelijke, maar nog onvoldoende gekwantificeerde bron van TFA is de afbraak van fluorhoudende pesticiden, waaronder de zogeheten PFAS-pesticiden. Deze gewasbeschermingsmiddelen bevatten één of meerdere functionele groepen die volgens de ruime OECD-definitie onder de PFAS-categorie vallen (OECD, 2021; Wang et al., 2021). Tijdens of na toepassing in de landbouw kunnen dergelijke stoffen deels transformeren tot TFA, dat als stabiel eindproduct in bodem en water kan achterblijven (Freeling and Björnsdotter, 2023; Joerss et al., 2024). Experimenteel onderzoek heeft aangetoond dat afbraak van onder meer flufenacet, flurtamone en fluopyram tot TFA-vorming kan leiden (Arp et al., 2024; Björnsdotter et al., 2019; Scheurer et al., 2017; Solomon et al., 2016). Flufenacet is hierbij een sleutelvoorbeeld: deze stof wordt op grote schaal toegepast als herbicide en de Europese licentie van flufenacet voor pesticidgebruik werd in juni 2025 niet meer vernieuwd, onder andere omwille van de vorming van TFA en de hoge mobiliteit van deze metaboliet. De evaluatie van de Europese Commissie concludeerde dat TFA “een toxicologisch relevante metaboliet is van flufenacet, met een hoog potentieel voor grondwaterverontreiniging”. In alle FOCUS-scenario's en voor alle representatieve toepassingen werden concentraties boven 0.1 µg/L berekend, wat de wettelijke drempel is voor toxicologisch relevante metabolieten (EC, 2025; EFSA, 2024). Voor veel andere PFAS-pesticiden ontbreekt voorlopig echter nog gedetailleerde informatie over relevante transformatieproducten en hun gedrag in het milieu, waardoor de potentiële bijdrage aan de TFA-belasting onzeker blijft. Aangezien deze andere PFAS-pesticiden eveneens een C–CF₃-groep bevatten, is het aannemelijk dat hun afbraak ook zou kunnen resulteren in de vorming van TFA.

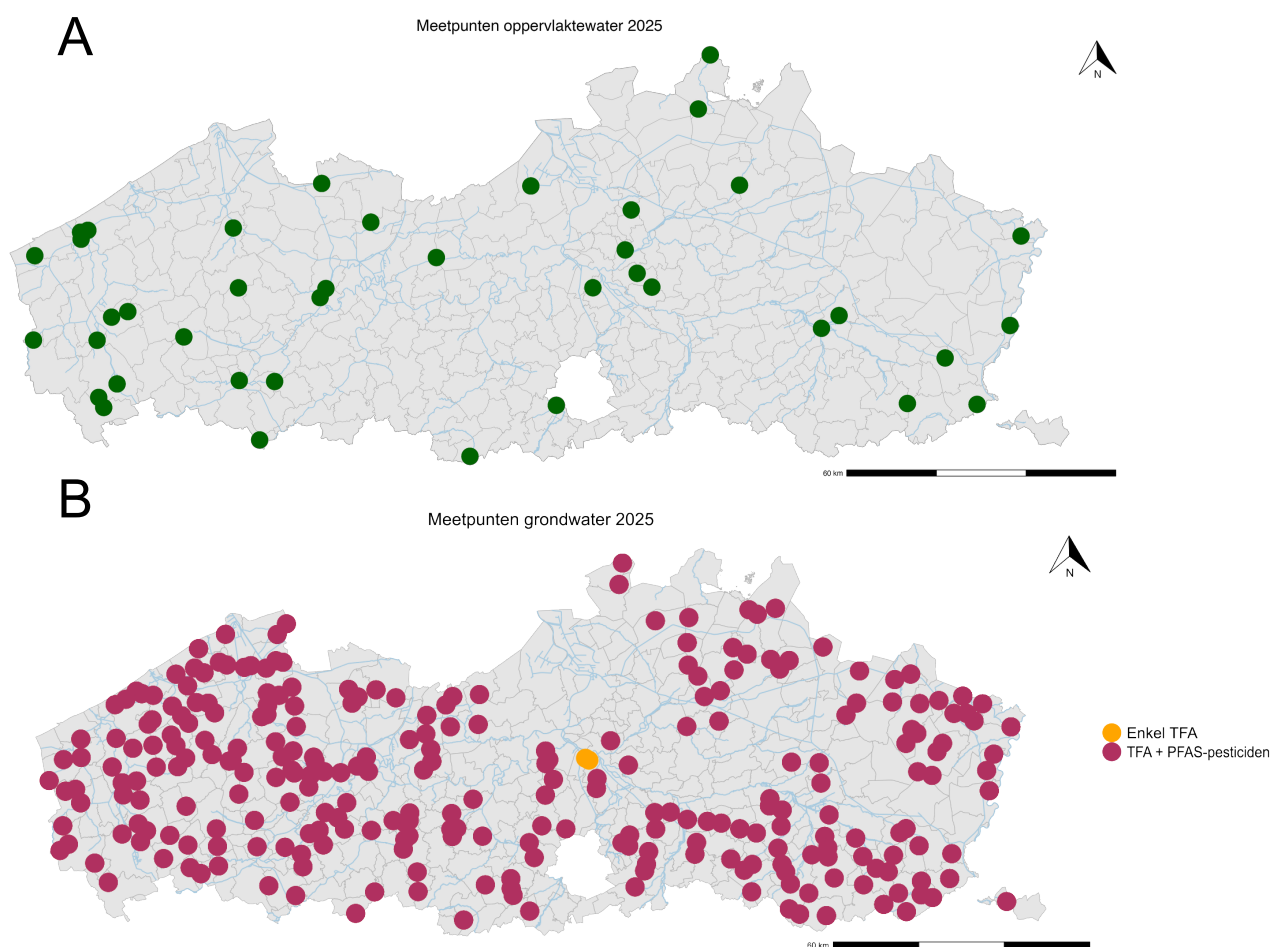
Tegelijk is het belangrijk te erkennen dat TFA uit meerdere antropogene bronnen kan ontstaan, waaronder industriële emissies, koelmiddelen, farmaceutica en atmosferische depositie (Arp et al., 2024; Björnsdotter et al., 2019; Solomon et al., 2016). Dit vraagt om een afgewogen benadering waarbij de rol van PFAS-pesticiden onderzocht wordt zonder andere bronnen uit het oog te verliezen. Het tweede deel van het onderzoek richt zich daarom specifiek op de vraag of het gebruik van PFAS-pesticiden in Vlaanderen een aantoonbare relatie vertoont met de aanwezigheid en concentraties van TFA in oppervlakte- en grondwater, met bijzondere aandacht voor landelijke gebieden waar in deel 1 de hoogste mediane concentraties werden gemeten.

De doelstelling van deze studie is het uitvoeren van een eerste, verkennende beoordeling van het mogelijke verband tussen het landbouwkundig gebruik van PFAS-pesticiden en TFA-concentraties in relevante watercompartimenten. Door meetgegevens te koppelen aan informatie over landgebruik, neerslag, en erosiegevoeligheid, wordt getracht een wetenschappelijke basis te leggen voor verdere, meer kwantitatieve bronanalyses en voor toekomstig beleid rond PFAS-pesticiden en hun persistente metabolieten.

2. METHODOLOGIE

2.1. BESCHRIJVING VAN DE MEETCAMPAGNE

In het voorjaar van 2025 (14/01 – 24/06)¹ voerde de VMM metingen uit naar ukPFAS en PFAS-pesticiden in oppervlaktewater in landelijke gebieden in Vlaanderen. In deze campagne werden er 40 locaties bemonsterd (Figuur 1A). Deze meetpunten zijn niet willekeurig gekozen over heel Vlaanderen maar werden geselecteerd op basis van concentraties aan de PFAS-pesticiden flufenacet en diflufenican dewelke al sinds 2007 en 2009 respectievelijk jaarlijks worden gemonitord in oppervlaktewater. De acht locaties met “landelijk” motief die in deel 1 van de studie werden bemonsterd, werden ook in deze meetcampagne opnieuw bemonsterd.



Figuur 1: Geografisch overzicht van de meetpunten in A) oppervlaktewater en B) grondwater in de meetcampagne van 2025.

¹ De meeste analyses werden uitgevoerd in maart, april en mei 2025.

Grondwatermonitoring werd uitgevoerd in het voorjaar tot de zomer van 2025 (24/3 – 30/7). In totaal werden 273 locaties bemonsterd voor analyse van TFA en pesticiden in het grondwater (Figuur 1B).

Het grondwater werd bemonsterd op het grondwatermeetnet 8 van de VMM, gesitueerd in de bovenste (freatisch) watervoerende laag. Dit meetnet is hoofdzakelijk gelegen in landbouwgebied en natuurgebied en bestaat voornamelijk uit ondiepe multi-levelputten (= meerdere filters per put). Op 241 putten werd er slechts 1 putfilter bemonsterd, op 32 putten werden op 2 verschillende dieptes stalen genomen. In totaal werden 304 freatische putfilters, afkomstig van 273 putten, geanalyseerd op TFA en PFAS-houdende pesticiden. Een freatisch watervoerende laag wordt rechtstreeks gevoed met regenwater en kan in contact staan met oppervlaktewater. De grondwatertafel volgt er normaal een seizoensgebonden patroon in de tijd. Dit in tegenstelling tot een gespannen grondwater dat is afgescheiden van het freatisch grondwater d.m.v. een (waterremmende of afsluitende) kleilaag waarvan de dikte lokaal kan variëren. Voor meer informatie verwijzen we naar <https://vmm.vlaanderen.be/feiten-cijfers/water/grondwater>.

Tabel 1: Aantal bemonsterde grondwaterlocaties en -stalen per putfilter en per doelstof.

Putfilter	Doelstof	Aantal locaties	Aantal stalen
1	TFA	206	207
	Flufenacet	205	205
	Fluopicolide	205	205
	Flutolanil	205	205
	Trifloxystrobine	205	205
2	TFA	61	61
	Flufenacet	61	61
	Fluopicolide	61	61
	Flutolanil	61	61
	Trifloxystrobine	61	61
3	TFA	37	37
	Flufenacet	37	37
	Fluopicolide	37	37
	Flutolanil	37	37
	Trifloxystrobine	37	37

Zoals zichtbaar op Figuur 1, werd grondwater op veel meer locaties bemonsterd dan oppervlaktewater. Beide compartimenten waren onafhankelijk bemonsterd waardoor er ook geen geografische overlap bestond tussen de meetpunten. Ook al gezien de potentiële complexiteit van grondwaterstromingen en de afhankelijkheid van o.a. weersomstandigheden, werd de bestaande dataset niet opportuun geacht om de concentraties in beide compartimenten (bv. op basis van nabijheid) met elkaar te linken. De relatie tussen het voorkomen van TFA en PFAS-pesticiden werd dus apart bekeken voor oppervlaktewater en grondwater.

2.2. CHEMISCHE ANALYSE

2.2.1. UKPFAS

Oppervlaktewaterstalen genomen in het kader van de huidige VMM meetcampagne in landelijke gebieden werden geanalyseerd voor de 7 ukPFAS verbindingen volgens het compendium voor analyse van water (WAC/IV/A/026). In grondwater werd enkel TFA geanalyseerd volgens WAC/IV/A/026.

De bepaling van PFAS in water gebeurde a.d.h.v. een vloeistofchromatograaf met tandem massaspectrometrische detectie (LC-MS/MS, *Liquid Chromatography – tandem Mass Spectrometry*). Tabel 2 geeft een overzicht van alle geanalyseerde ukPFAS met omschrijving, afkorting en CAS-nummer.

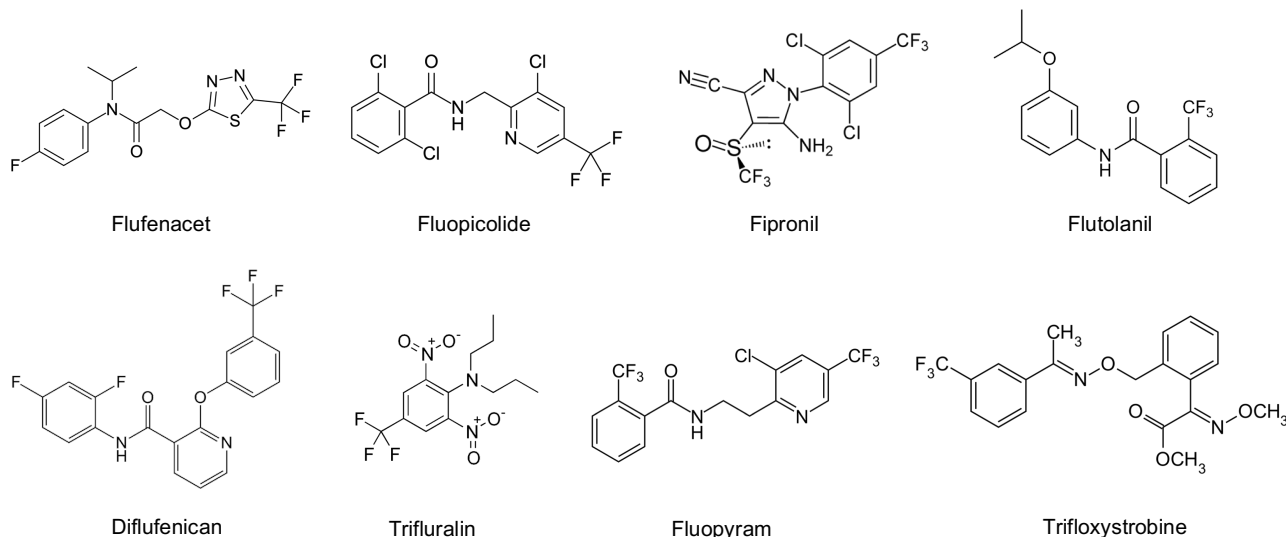
Tabel 2: De geanalyseerde ukPFAS in de huidige studie.

PFAS	Afkorting	CAS-nr.
Sulfonzuren		
1 Perfluor-n-propaansulfonzuur	PFPPrS	423-41-6
2 Trifluor-n-methaansulfonzuur	TFMS	1493-13-6
3 Perfluor-n-ethaansulfonzuur	PFEtS	354-88-1
Carbonzuren		
4 Trifluorazijnzuur	TFA	76-05-1
5 Perfluor-n-propaanzuur	PFPPrA	422-64-0
6 2,3,3,3-tetrafluor-n-propaanzuur	2,3,3,3-TeFPrA	359-49-9
7 2,2,3,3-tetrafluor-n-propaanzuur	2,2,3,3-TeFPrA	756-09-2

2.2.2. PFAS-PESTICIDEN

In deze studie werd een gewasbeschermingsmiddel of biocide gekarakteriseerd als een PFAS-pesticide indien deze minstens één volledig gefluoreerde methylverbinding (-CF₃) bevat.

Er werden zes PFAS-pesticiden gemeten in OW, nl. diflufenican, flufenacet, fluopicolide, fluopyram, fipronil en trifluralin. In GW werden er vier gemeten, nl. flufenacet, fluopicolide, flutolanil en trifloxystrobin. In Figuur 2 wordt de chemische structuur van de gemeten PFAS-pesticiden getoond. Iedere pesticide bevat minstens één (C)-CF₃ groep (Figuur 2).



Figuur 2: Chemische structuur van de acht gemeten PFAS-pesticiden in OW en GW.

Flufenacet, fluopicolide en fluopyram werden gemeten door het VMM labo met vloeistofchromatografie-massaspectrometrie (LC-MS) volgens WAC/IV/A/027; fipronil en diflufenican werden gemeten met gaschromatografie-massaspectrometrie (GC-MS) na *Solid Phase Extraction* (SPE) volgens een eigen methode gebaseerd op WAC/IV/A/010 en WAC/IV/A/028; trifluralin werd gemeten met GC-MS na SPE extractie met hexaan via een eigen methode gebaseerd op WAC/IV/A/015.

2.3. DATAVERWERKING

2.3.1. OMGAAN MET NON-DETECTS

In de dataset van oppervlaktewater werd de aantoonbaarheidsgrens (AG) gelijkgesteld aan de helft van de bepaalbaarheidsgrens (BG) (Tabel 3). Bovendien werd er in de aangeleverde dataset telkens vermeld of het gemeten resultaat onder de AG dan wel de BG lag. Daardoor konden niet-gedetecteerde (<AG) of niet-gekwantificeerde (<BG) waarden onderscheiden worden bij de dataverwerking. De volgende substitutieregels werden toegepast:

- Indien de gemeten concentratie <AG → 0
- Indien de gemeten concentratie >AG maar <BG → AG
- Indien de gemeten concentratie >BG → geen substitutie nodig.

In tegenstelling tot de oppervlaktewaterdataset, werd er in de aangeleverde grondwaterdataset geen onderscheid gemaakt tussen de AG en de BG en werd enkel aangegeven wanneer een gemeten resultaat onder de BG lag. Daarom wordt er in het geval van grondwater enkel gerefereerd naar niet-gekwantificeerde resultaten (<BG) en kan er dus geen uitspraak gedaan worden over detectiefrequentie. Desalniettemin werden de AGs voor grondwater opgevraagd bij het analyserende labo en gerapporteerd in Tabel 3.

Tabel 3: De aantoonbaarheids- (AG) en bepaalbaarheidsgrenzen (BG) voor oppervlakte- en grondwater per doelstof.

Doelstof	AG (detectie)	BG (kwantificatie)
Oppervlaktewater (ng/L)		
Diflufenican	7	14
Fipronil	1	2
Flufenacet	10	20
Fluopicolide	7.5	15
Fluopyram	7.5	15
Trifluralin	2	4
TFA	463.5	927
Grondwater (µg/L)		
Flufenacet	0.0007	0.01
Fluopicolide	0.001	0.01
Trifloxystrobine	0.0007	0.01
Flutolanil	0.0063	0.01
TFA	0.025	0.05

Voor het berekenen van de $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$ werden twee scenario's (met verschillende substitutieregels) doorgerekend:

- **Scenario 1 – Best-case:**
Stoffen die niet gedetecteerd zijn, worden niet meegerekend in de som. Gerapporteerde concentraties onder de AG worden dus op 0 gezet en dragen niet bij tot de $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$. Concentraties onder de BG worden in dit geval gelijkgesteld aan de AG. Dit is hetzelfde scenario als wordt toegepast in de overige berekeningen van de studie en wordt hier als *best-case* van de twee scenario's beschouwd, aangezien stoffen waarvan de detectie (i.e. aantoonbare aanwezigheid) onzeker is (<AG) niet worden meegerekend.
- **Scenario 2 - Reasonable worst-case:**
In dit scenario, worden stoffen die niet gedetecteerd of gekwantificeerd zijn, ook meegerekend in de som door deze te vervangen door de helft van de AG (indien niet gedetecteerd) of de helft van de BG (indien gedetecteerd maar niet gekwantificeerd). De helft van de BG komt voor oppervlaktewater in deze studie overeen met de AG. Dit is eerder een *reasonable worst-case* scenario. Het houdt rekening

met onzekerheid rond detecties en kwantificaties van componenten door deze mee te rekenen in de $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$.

2.3.2. BESCHRIJVENDE STATISTIEK

Voor het berekenen van de statistieken van de individuele ukPFAS en PFAS-pesticiden (e.g. gemiddelde, mediaan, minimum en maximum concentraties) werd rekening gehouden met het effect van onzekerheid rond concentraties onder de AG of BG zoals beschreven in 2.3.1.

De som van 25 PFAS ($\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$) uitgedrukt in PFOA-equivalenten werd berekend voor de normtoetsing (zie 2.4). Dit betreft de som van 25 individuele PFAS omgerekend via een relatieve potentiefactor (RPF), die de toxiciteit van iedere PFAS relatief t.o.v. PFOA (=1) uitdrukt (Bil et al., 2021). Recent werd TFA ook toegevoegd aan deze som, die zal gehanteerd worden als jaargemiddelde milieukwaliteitsnorm (JG-MKN) voor het Kaderrichtlijn Water (General Secretariat of the Council, 2025). Tabel A 2 geeft een overzicht van de stoffen in de $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$, alsook de waarde van hun RPF voor de omrekening naar PFOA-equivalenten. Per staal, werden de concentraties omgezet naar PFOA-equivalenten en werd de $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$ berekend. Aangezien een locatie soms meerdere keren bemonsterd werd, werd vervolgens de gemiddelde van de $\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$ van de verschillende stalen berekend.

2.3.3. STATISTISCHE VERKENNING VAN DE RELATIE TUSSEN TFA EN PFAS-PESTICIDEN GEBRUIK

2.3.3.1. DATAVERZAMELING

Naast de concentraties van PFAS-pesticiden in oppervlaktewater werden er ook nog andere data verzameld die (mee) de TFA concentraties in oppervlaktewater kunnen verklaren.

2.3.3.1.1. LANDGEBRUIK PER AFSTROOMGEBIED

De meest recente kaart van de landbouwgebruikspcelen in Vlaanderen ("Landbouwgebruikspcelen LV, 2024, Vlaanderen) werd gedownload van Digitaal Vlaanderen (Downloadtoepassing Catalogus, <https://download.vlaanderen.be/Catalogus>). De metadata van deze kaart omvatten o.a. de hoofdteelt, de gewasgroep en het oppervlakte per teelt per perceel.

Deze metadata werden vervolgens gelinkt met de metadata van de kaart "Oppervlaktewaterlichamen en hun afstroomgebieden 2022-2027, 08-02-2023, Vlaanderen.

Aan de hand van een intersect tussen de twee kaarten werd voor iedere waterloop (op A2 niveau) de oppervlakte berekend die iedere gewasgroep inneemt binnen het afstroomgebied (uitgedrukt in % van het afstroomgebied). De volgende gewasgroepen werden onderscheiden: 'Fruit en Noten', 'Maïs', 'Overige gewassen', 'Houtachtige gewassen', 'Groenten, kruiden en sierplanten', 'Water', 'Grasland', 'Voedergewassen', 'Granen, zaden en peulvruchten', 'Aardappelen', 'Landbouwinfrastructuur', 'Suikerbieten', 'Vlas en hennep' en 'Overige'. Omdat het gebruik van PFAS-pesticiden niet-relevant of verwaarloosbaar werd geacht voor de groepen 'Water' en 'Landbouwinfrastructuur', werden deze buiten beschouwing gelaten voor verdere analyse. Ook enkel datapunten waarvoor geen gewasgroep was toegewezen werden geëxcludeerd.

2.3.3.1.2. NEERSLAG

Neerslagdata werden verzameld van Waterinfo Vlaanderen (<https://www.waterinfo.vlaanderen.be>). Voor ieder meetpunt werd het dichtstbijzijnde weerstation bepaald, waarvan dan vervolgens de neerslagdata op drie en zeven dagen voorafgaand aan de staalname werden verzameld.

Let wel dat hier geen rekening werd gehouden met de neerslagintensiteit, maar enkel met het dagtotaal (uitgedrukt in mm). Neerslagintensiteit kan mogelijks ook een effect hebben op het transport van chemische stoffen naar het oppervlaktewater.

2.3.3.1.3. EROSIEGEVOELIGHEID

Een erosiegevoeligheidskaart per gemeente was beschikbaar via Databank Ondergrond Vlaanderen (DOV, <https://www.dov.vlaanderen.be/page/bodemerosie>). Deze kaart geeft voor iedere gemeente een gemiddelde bodemerosie volgens een score van 1 tot 5, met 1 als zeer sterk erosiegevoelig en 5 als zeer weinig erosiegevoelig.

Aangezien deze data op gemeenteniveau worden uitgedrukt, en niet op perceelsniveau, geeft deze kaart mogelijks niet de lokale omstandigheden weer die erosie kunnen bepalen (e.g. begroeiing, gewas). Desalniettemin geven deze data een eerste indicatie van de erosiegevoeligheid.

2.3.3.2. MULTIVARIATE ANALYSE

Het doel van de Principale Componenten Analyse (PCA) in dit rapport is om de onderlinge verbanden na te gaan van de verschillende ukPFAS met geselecteerde pesticiden, landgebruik en neerslag in oppervlaktewater. Door middel van datareductie worden bij de PCA componenten (principale componenten) gebouwd uit een samenstelling van variabelen die sterk met elkaar verbonden zijn. Op die manier kan gemakkelijk gevisualiseerd worden in welke mate een bepaalde variabele een rol speelt voor het voorkomen van ukPFAS.

Om dit alles eenvoudig te visualiseren worden twee principale componenten ten opzichte van elkaar uitgezet in een biplot. Wat men leert uit de biplots:

1. De afstand tussen de punten (= stalen): Indien de punten dicht bij elkaar liggen, hebben deze een vergelijkbaar profiel.
2. Lengte van de vectoren (pijlen) en de hoeken tussen de vectoren: Kleine hoeken (of hoeken dicht bij 180°) tussen de vectoren impliceren een hoge, positieve (of respectievelijk negatieve) correlatie terwijl loodrechte hoeken een lage correlatie impliceren. De lengte van de vectoren geeft een maat voor de correlatie.
3. Positie van de punten ten opzichte van de vectoren: Wanneer de punten zich dicht bij de vectoren bevinden, wijst dit erop dat de stalen relatief hoge waarden hebben voor de vectoren (dus de variabelen).

2.3.3.3. STATISTISCHE MODELLEN

2.3.3.3.1. LINEAIR MODEL

Om het statistisch verband tussen de TFA concentratie en pesticiden concentratie in het oppervlaktewater te onderzoeken werd er in eerste instantie een lineair model getest. Voor iedere PFAS-pesticide gedetecteerd in oppervlaktewater (diflufenican, fipronil, flufenacet, fluopicolide en fluopyram) werd zo'n model opgesteld. Als concentratie werd de mediane concentratie per meetpunt en per doelstof gebruikt. Zowel de TFA- als pesticide-concentratie werden gelogtransformeerd om te voldoen aan de modelassumpties. Nul-waarden, i.e. locaties met een mediaanconcentratie <AG werden niet meegenomen. Het volgende model werd gebruikt: $(\log(\text{TFA}) \sim \log(\text{PFAS-pesticide}))$.

2.3.3.3.2. LINEAR MIXED MODELS

Om de complexere statistische verbanden te testen werden zogeheten *linear mixed-effects* modellen (LMM) gebruikt. Hierbij werd bekeken of de TFA concentratie in het oppervlaktewater in verband kan gebracht worden met mogelijke verklarende variabelen.

- ‘*Linear*’ betekent dat het verband tussen de afhankelijk variabele (in dit geval TFA) en de verklarende variabelen mathematisch kan uitgedrukt worden met een vergelijking. In tegenstelling tot generalized mixed models moet de data een normale (ook wel Gaussian genoemd) distributie volgen.
- ‘*Mixed-effects*’ wil zeggen dat er zowel *random* als *fixed* effects meegenomen worden in het model. *Random effects* zijn variabelen waarvan het effect als willekeurig wordt beschouwd, m.a.w.: ze zijn het resultaat van toevallige variatie, en niet van een systematisch verband tussen de twee betrokken variabelen. Bij de *fixed effects* wordt wel een duidelijk verband tussen de afhankelijke en onafhankelijke variabele verwacht.

De volgende variabelen werden beschouwd voor de LMM:

- *Random effects*: meetpunt, datum van de staalname.
- *Fixed effects*: fipronil, flufenacet, fluopicolide, fluopyram, neerslaghoeveelheid in de 3 en 7 dagen voorafgaand aan de staalname, erosiegevoeligheid, interactie neerslaghoeveelheid en erosiegevoeligheid, landgebruik PC1 – 4.

Aan de hand van modelselectie werd bepaald welke van deze verklarende variabelen een statistisch significant verband hebben met TFA, m.a.w.: welke van deze variabelen de TFA concentratie in oppervlaktewater het best kunnen verklaren. Hierbij werd van een model met alle verklarende variabelen gestart en werden niet-significante variabelen (p -waarde < 0.05) verwijderd, behalve wanneer ze de *likelihood* van het model verbeterden (uitgedrukt met het *Akaike Information Criterion* of AIC). Omdat er al een groot aantal verklarende variabelen in het model zaten t.o.v. het aantal beschikbare datapunten, werd enkel de interactie tussen neerslaghoeveelheid en erosiegevoeligheid beschouwd (rationale: erosiegevoeligheid is belangrijker als het veel regent).

2.4. NORMTOETSING

Voor oppervlaktewater werd in eerste instantie getoetst aan de jaargemiddelde milieukwaliteitsnormen (JG-MKN) uit het Vlaams Reglement betreffende de Milieuvergunning (VLAREM). Van alle gemeten PFAS-pesticiden bestaan deze voor flufenacet, diflufenican en trifluralin. Verder werd er ook getoetst aan de recent aangepaste ontwerpnorm van het Kaderrichtlijn Water (EC, 2024; General Secretariat of the Council, 2025), waarbij TFA werd opgenomen in de som van 25 PFAS (uitgedrukt in PFOA equivalenten). Hierbij dient wel vermeld te worden dat er drie PFAS uit deze som niet werden gemeten in de campagne, nl. 6:2 FTOH, 8:2 FTOH en C₆O₄. Een overzicht van de geselecteerde toetsingswaarden waaraan concentraties in oppervlaktewater getoetst werden, is gegeven in Tabel 4.

Tabel 4: Overzicht van de geselecteerde toetsingswaarden voor oppervlaktewater.

Doelstof	ng/L	Toetsingswaarde
Flufenacet	40	JG-MKN VLAREM
Diflufenican	30	JG-MKN VLAREM
Trifluralin	30	JG-MKN VLAREM
Σ ₂₅ PFOA _{eq.} *	4.4	Ontwerpnorm JG-MKN KRW

* Σ₂₅: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnA (of PFUnDA), PFDaDA (of PFDaA), PFTTrDA, PFTTeDA, PFHxDA, PFODA, PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFDS, 6:2 FTOH, 8:2 FTOH, HFPO-DA (of Gen X), ADONA, C₆O₄ en TFA.

Voor grondwater werd TFA getoetst aan de bodemsaneringswaarde voor TFA in grondwater, alsook aan de toetsingswaarde voor relevante en niet-relevante metabolieten van pesticiden, aangezien TFA mogelijks in de toekomst (2027) beschouwd kan worden als metaboliet van pesticiden. Voor PFAS-pesticiden in grondwater werd er getoetst aan de Europese kwaliteitsstandaard voor drinkwater (Tabel 5).

Tabel 5: Overzicht van de geselecteerde toetsingswaarden voor grondwater.

Doelstof	Toetsingswaarde (in µg/L)	Context
TFA	15.6	Bodemsanering TFA in grondwater
	0.1	Relevante metaboliet van pesticide
	1	Niet-relevante metaboliet van pesticide (cfr. nieuwe grondwaterrichtlijn)
Individuele pesticiden	0.1	EU kwaliteitsstandaard drinkwater
Pesticiden totaal	0.5	EU kwaliteitsstandaard drinkwater

3. RESULTATEN EN DISCUSSIE

3.1. OPPERVLAKTEWATER

3.1.1. WAT ZIJN DE DETECTIEFREQUENTIES?

Tabel 6 toont de detectiefrequentie van de ultrakorte PFAS in OW. Van de zeven onderzochte ukPFAS werden er vier gedetecteerd in oppervlaktewater. TFA kwam het vaakst voor, met detecties in meer dan 81% van de stalen en op 36 van de 40 onderzochte locaties. De overige ukPFAS, PFPrA, PFPrS en TFMS werden slechts sporadisch aangetroffen, op 1 (PFPrS en TFMS) of 2 (PFPrA) locaties. Voor 2233-TFPrA, 2333-TFPrA, en PFES werden in geen enkel van de 114 geanalyseerde stalen gedetecteerd.

Tabel 6: Detectiefrequentie van ukPFAS in oppervlaktewater.

Symbol	Aantal stalen	% detecties	% non-detecties	Aantal locaties	Aantal locaties met detecties	Aantal locaties zonder detecties
2233TFPrA	114	0	100	40	0	40
2333TFPrA	114	0	100	40	0	40
PFES	114	0	100	40	0	40
PFPrA	114	3	97	40	2	38
PFPrS	114	1	99	40	1	39
TFA	114	82	18	40	36	4
TFMS	114	2	98	40	1	39

Van de zes onderzochte PFAS-pesticiden werden er vijf gedetecteerd in oppervlaktewater. Fluopyram en fluopicolide kwam het vaakst voor, met respectievelijk 66% en 57% detecties. Ze werden respectievelijk op 30 en 25 van de 40 onderzochte locaties aangetroffen. Diflufenican, flufenacet en fipronil werden regelmatig gedetecteerd, met frequenties tussen ongeveer 20% en 57%, en werden gedetecteerd op ongeveer de helft van de bemonsterde locaties (16 van de 40 voor fipronil en flufenacet, en 18 van de 40 voor en diflufenican). Trifluralin werd slechts op 17 locaties bemonsterd en werd nergens gedetecteerd. Dit is niet onverwacht aangezien trifluralin sinds 2008 niet meer is toegelaten als gewasbeschermingsmiddel in de EU.

Tabel 7: Detectiefrequentie van PFAS-pesticiden in oppervlaktewater.

Symbol	Aantal stalen	% detecties	% non-detecties	Aantal locaties	Aantal locaties met detecties	Aantal locaties zonder detecties
Diflufenican	134	40	60	40	18	22
Fipronil	136	20	80	40	16	24
Flufenacet	133	27	73	40	16	24
Fluopicolide	133	57	43	40	25	15
Fluopyram	133	66	34	40	30	10
Trifluralin	59	0	100	17	0	17

3.1.2. WELKE CONCENTRATIES WORDEN ER WAARGENOMEN?

3.1.2.1. TFA

In lijn met de resultaten van deel 1 van de studie, werd TFA van alle ukPFAS gekwantificeerd in de hoogste concentratie, met een mediaan (min-max) van 2320 ng/L (< 463.5 – 13100 ng/L). Tabel 8 geeft een overzicht van de beschrijvende statistiek van de ukPFAS in oppervlaktewater. Van de geanalyseerde ukPFAS werden enkel PFPrA, PFPrS, TFA en TMFS in meetbare concentraties aangetroffen. De overige stoffen (2233TFPrA, 2333TFPrA, en PFES) bleven in alle stalen onder de AG waardoor we geen uitspraak kunnen doen over statistieken rond de gemeten concentraties. Zoals reeds vermeld, werd TFA in de hoogste concentraties waargenomen. TMFS werd eveneens gedetecteerd, zij het in lagere mate (maximum concentratie van 230 ng/L, en gemiddelde van 55 ng/L). PFPrA en PFPrS werden slechts sporadisch gedetecteerd, met respectievelijke maxima van 101 ng/L en 513 ng/L.

Tabel 8: Beschrijvende statistiek van de concentraties (ng/L) van ultrakorte PFAS in oppervlaktewater. De aantoonbaarheidsgrens (AG) voor iedere stof is gegeven in Tabel 3.

Doelstof	Minimum	Maximum	Gemiddelde	Mediaan	P ₉₀
2233TFPrA	<71.5	<71.5	<71.5	<71.5	<71.5
2333TFPrA	<337.5	<337.5	<337.5	<337.5	<337.5
PFES	<26.7	<26.7	<26.7	<26.7	<26.7
PFPrA	<29.2	101	<29.2	<29.2	<29.2
PFPrS	<124	513	<124	<124	<124
TFA	<463.5	13100	3088	2320	6707
TFMS	<83.5	230	55	<83.5	<83.5

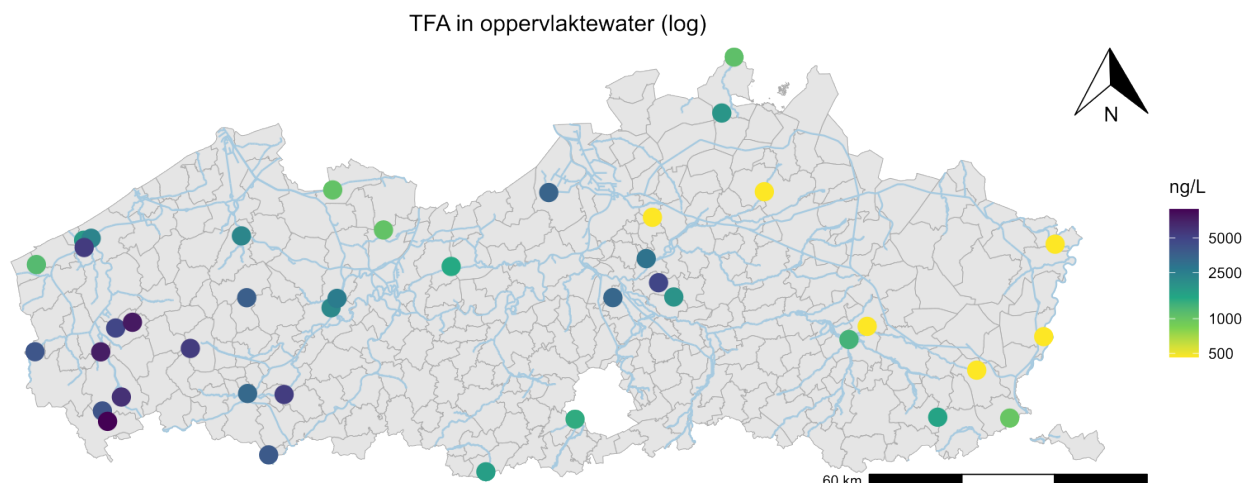
In vergelijking met de TFA concentraties in landelijke gebieden gemeten in deel 1 van de studie, ligt de mediane concentratie lager in deel 2 (2320 ng/L in deel 2 vs. 5580 ng/L in deel 1). Overheen de verschillende motieven gemeten in deel 1 (achtergrond, diffuus, industrie, landbouw, PFAS hotspots en stedelijk) was dit de hoogste mediane concentratie (Tabel 13 voor ukPFAS in deel 1 van het rapport). De metingen in deel 1 werden uitgevoerd in het najaar van 2024, waarbij TFA in acht locaties in OW in landelijk gebieden gemeten werd. Dezelfde acht locaties werden opnieuw bemonsterd in het voorjaar van 2025 (huidige studie, deel 2; Tabel 9). De mediane TFA concentratie van deze acht overlappende locaties bedraagt in de huidige studie 4050 ng/L (deel 2).

Tabel 9: Mediane TFA concentraties gemeten in landelijk gebied in 2024 en 2025.

Meetpunten in landelijk gebied	Najaar '24 (okt-dec)	Voorjaar '25 (jan-jun)
8 overlappende locaties	5580	4050
40 locaties (incl. 8)	/	2320

In vergelijking met de mediane TFA concentratie van alle 40 locaties die bemonsterd werden in het voorjaar van 2025 is de mediaan van deze acht locaties alleen duidelijk nog steeds hoger (namelijk 2320 ng/L voor alle 40 locaties vs. 4050 ng/L voor de 8 overlappende locaties, beide gemeten in het voorjaar). Dit zou erop kunnen wijzen dat de hoge TFA concentratie in de landelijke locaties van deel 1 (n=8) te wijten zijn aan de toevallige keuze van locaties met een verhoogde TFA concentratie. Anderzijds is het op basis van deze data niet uit te sluiten dat dit effect ook afkomstig kan zijn van mogelijke verschillen in toepassing van PFAS-pesticiden in herfst en lente. Het verschil in concentraties is echter groter wanneer binnen in één seizoen een groter aantal locaties wordt bemonsterd (respectievelijk 4050 ng/L bij 8 locaties vs. 2320 ng/L bij 40 locaties), dan wanneer de staalname in een ander seizoen plaatsvindt (respectievelijk 5580 ng/L in het najaar van 2024 vs. 4050 ng/L in het voorjaar van 2025 voor deze acht overlappende locaties). De mediane TFA concentratie is daardoor

waarschijnlijk representatiever geworden voor het landelijk gebied door het bemonsteren van meer locaties, wat het belang van een voldoende grote steekproefgrootte nogmaals onderstreept. Bovendien kan een deel van de verklaring ook liggen in het feit dat de staalnameperiode in het voorjaar zes maanden in beslag nam, terwijl er in het najaar slechts drie maanden werd bemonsterd, waardoor er – afhankelijk van het pesticidengebruik – een effect zou kunnen zijn van de langere bemonsteringsperiode op de mediane voorjaarsconcentratie.



Figuur 3: Geografische weergave van de mediane TFA concentraties (ng/L) per meetpunt in OW. De zes laagste mediaanconcentraties (geel) zijn gelijk aan de AG (463.5 ng/L) en vertegenwoordigen locaties waar in minstens de helft van de metingen TFA noch gedetecteerd of gekwantificeerd werd. Concentraties werden geplot op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken.

Op basis van de kaart in Figuur 3 worden (van alle onderzochte locaties) de hoogste concentraties van TFA gevonden in de Westhoek, gevolgd door enkele meetpunten in het zuiden van de provincie Oost-Vlaanderen en het centrum van Vlaanderen (Regio Mechelen – Antwerpen). Hierbij dient nogmaals benadrukt te worden dat de meetpunten niet homogeen verspreid zijn over Vlaanderen (meer in W-Vlaanderen t.o.v. andere regio's), waardoor bij geografische interpretaties de nodige voorzichtigheid geboden is en geen directe conclusies kunnen getrokken worden rond regionale verschillen.

3.1.2.2. PFAS-PESTICIDEN

De beschrijvende statistieken van de gemeten concentraties van PFAS-pesticiden worden gerapporteerd in Tabel 10. Flufenacet en fluopicolide vertonen de hoogste piekconcentraties, met maxima van respectievelijk 2800 en 5900 ng/L. Fluopyram onderscheidt zich door de hoogste mediaanconcentratie (31 ng/L) en ook de hoogste 90^{ste} percentielwaarde van 536 ng/L, wat duidt op een consistente aanwezigheid van relatief hoge concentraties. Diflufenican werd aangetroffen in lagere concentraties (mediaan van 7 ng/L), terwijl fipronil en trifluralin voornamelijk onder de detectiegrens bleven. Deze laatste werd zelf nergens teruggevonden.

Tabel 10: Beschrijvende statistiek van de concentraties (ng/L) van PFAS-pesticiden in oppervlaktewater. De aantoonbaarheidsgrens (AG) voor iedere stof is gegeven in Tabel 3.

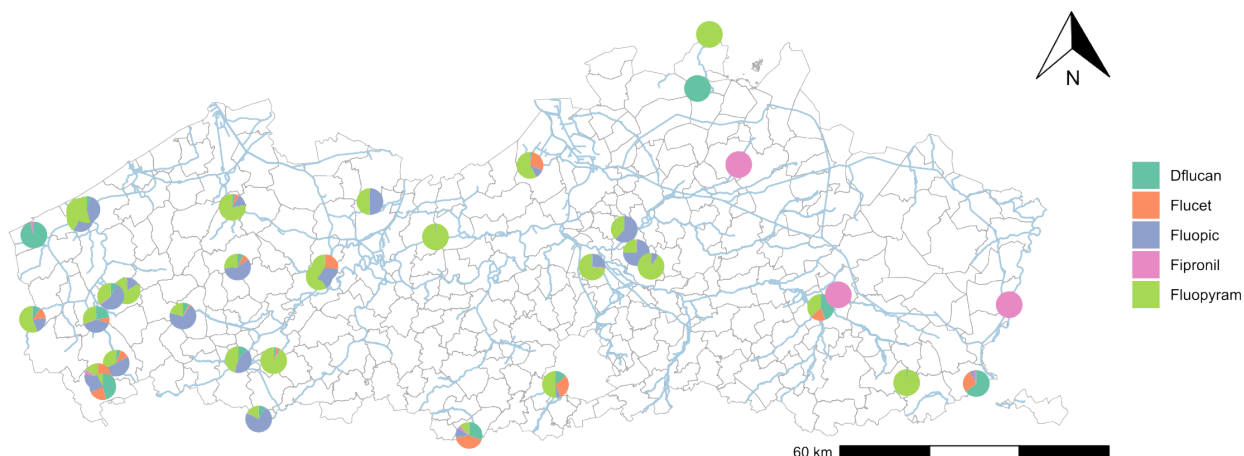
Doelstof	Minimum	Maximum	Gemiddelde	Mediaan	P ₉₀
Diflufenican	<5	156	18	7	52
Fipronil	<1	16	1	<1	3
Flufenacet	<10	2800	66	<10	72

Doelstof	Minimum	Maximum	Gemiddelde	Mediaan	P ₉₀
Fluopicolide	<7.5	5900	130	25	208
Fluopyram	<7.5	2600	190	31	536
Trifluralin	<2	<2	<2	<2	<2

De sterke aanwezigheid van fluopyram als PFAS-pesticide in het oppervlaktewater is ook zichtbaar op de kaart in Figuur 4. Op drie meetpunten is er een opvallende dominantie van fipronil (De Aa in Kasterlee, de Ziepbeek in Maasmechelen en de Mangelbeek in Lummen). Fipronil is op Europees niveau niet toegelaten in gewasbeschermingsmiddelen, maar de stof is wel nog toegestaan als biocide en wordt gebruikt als anti-ectoparasiet behandeling in de dierengeneeskunde (behandeling van huisdieren). Er wordt daarom aangenomen dat deze detecties niet afkomstig zijn van gewasbescherming.

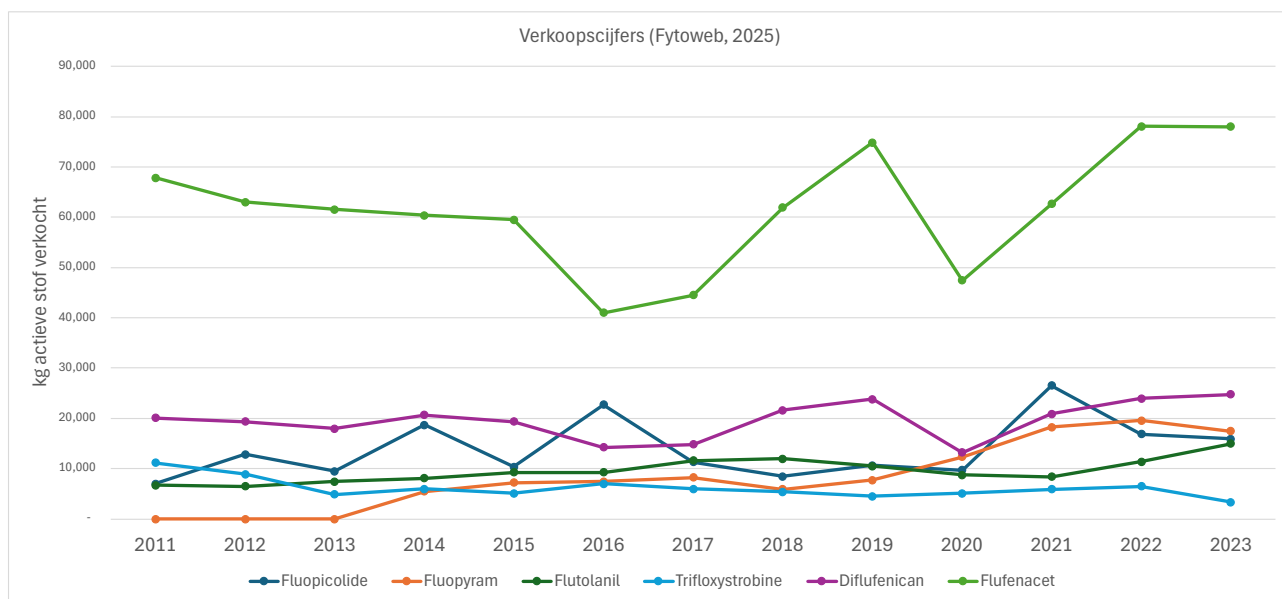
Daarnaast zijn er drie locaties waar diflufenican de dominante stof is. Diflufenican is een herbicide waarvan de huidige toelating nog loopt tot 2026. In België is het gebruik ervan toegelaten voor granen, zaden en peulvruchten, aardappelen, fruit en noten en overige gewassen (Fytoweb, 2025).

In Figuur A 1 en Figuur A 2 worden de mediane concentraties per PFAS-pesticide en per meetpunt ook geografisch weergegeven op een kaart van Vlaanderen.



Figuur 4: Geografisch overzicht van de bijdrage van iedere PFAS-pesticide aan de mediane concentratie per OW-meetpunt. Wanneer slechts één kleur zichtbaar is, werd er slechts één PFAS-pesticide gedetecteerd (>AG).

Volgens de Belgische verkoopsdata (Fytoweb, 2025) is flufenacet met voorsprong de meest verkochte PFAS-pesticide (alvast tot en met 2023, het jaar waarvoor de meest recente cijfers beschikbaar zijn), in vergelijking met fluopicolide, fluopyram, flutolanil, trifloxystrobine en diflufenican (Figuur 5). Op basis van de verkoopcijfers werd dus een hoger aandeel van flufenacet in het oppervlaktewater verwacht t.o.v. de andere PFAS-pesticiden. Echter, de verkoop van pesticiden ligt niet noodzakelijk in dezelfde lijn als het gebruik. Bovendien kunnen de nationale verkoopsdata een ander beeld geven dan de effectieve gebruiksdata voor Vlaanderen. Mogelijks kan er ook een verschil zijn in de degradatietijd tussen de pesticiden en kan flufenacet, ondanks een hoge toepassing en concentraties in bodem en oppervlaktewater, snel afbreken in tegenstelling tot sommige andere (mogelijks meer stabiele) PFAS-pesticiden in de studie.

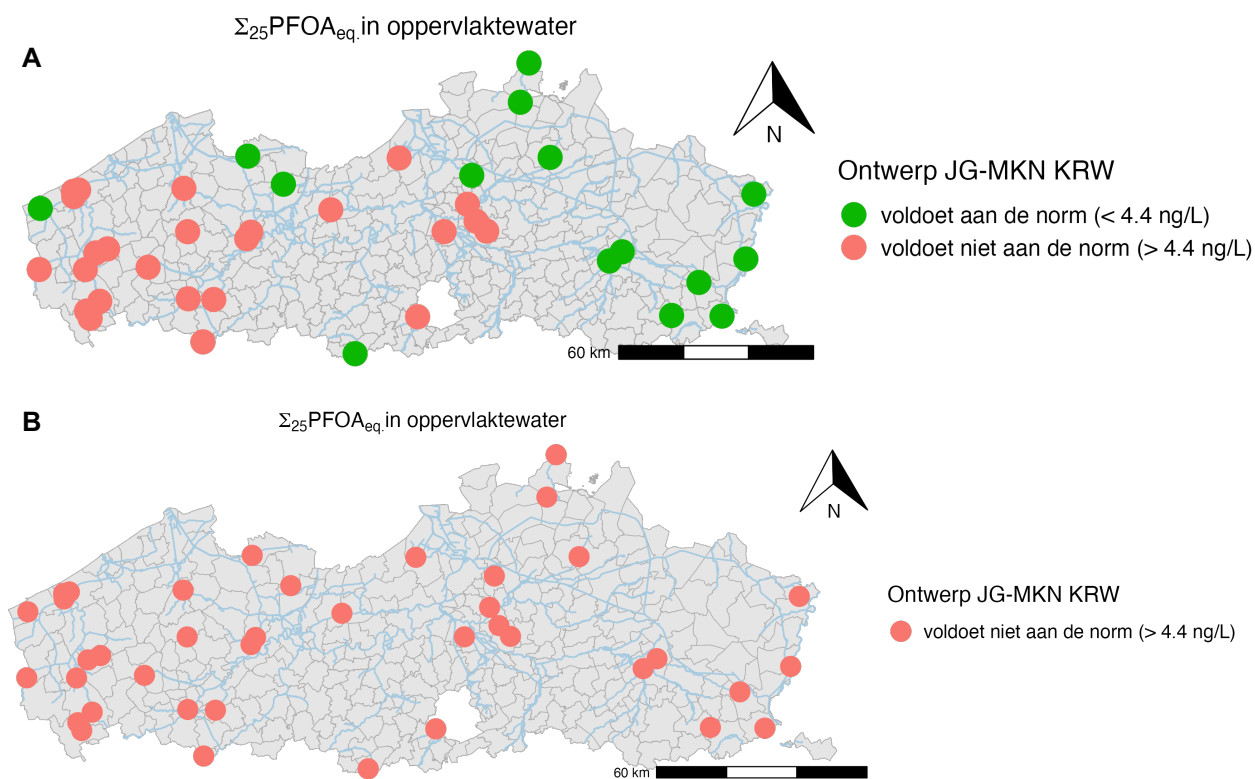


Figuur 5: Verkoops cijfers van PFAS-pesticiden in België van 2011 tot 2023.

3.1.3. VERGELIJKING MET HET HUIDIGE NORMENKADER

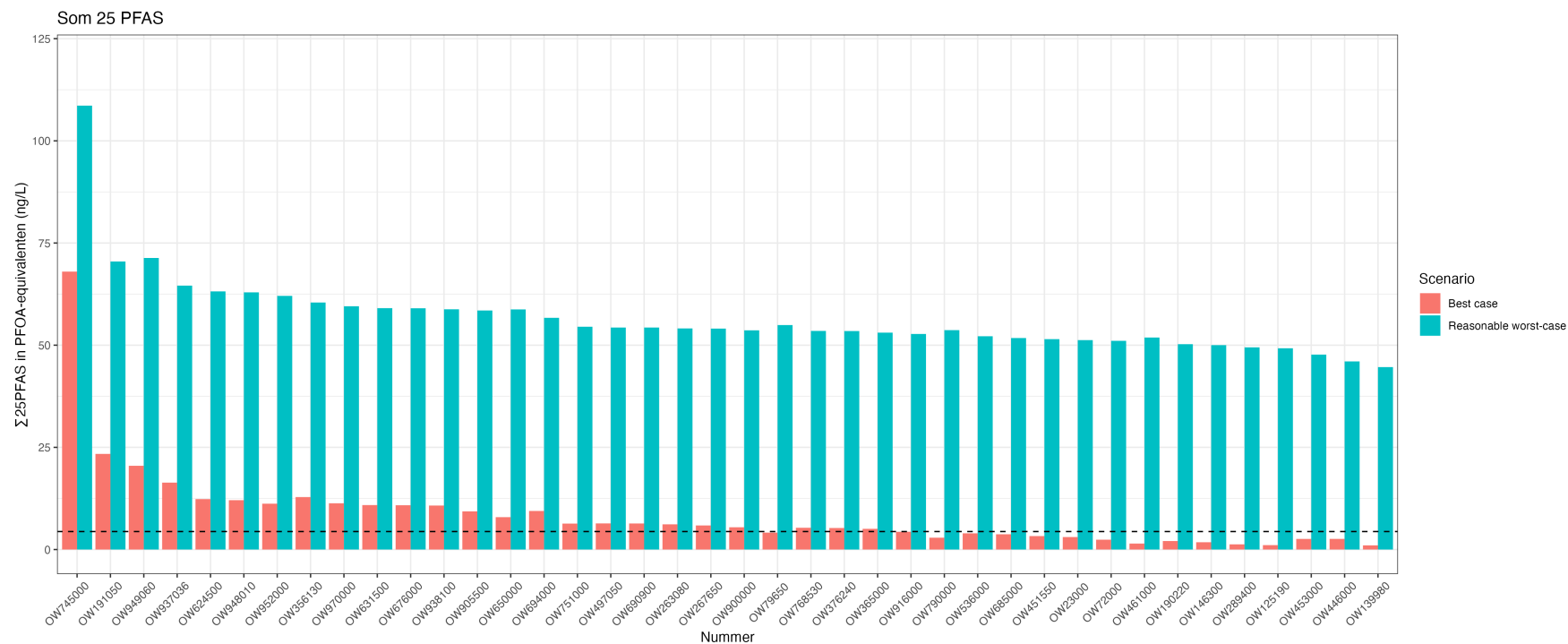
3.1.3.1. TFA

De milieukwaliteitsnorm (MKN) van 4.4 ng PFOA_{eq}/L is gebaseerd op de jaargemiddelde (JG) concentratie. Daarom werd de gemiddelde som van de 25 PFAS (in PFOA-equivalenten, of $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$) overheen de meetcampagne voor elk meetpunt berekend. Dit werd gedaan voor een *best-* en *reasonable worst-case* scenario, zoals besproken in 2.3.1. Volgens het *best-case* scenario werd er in 25 van de 40 locaties een overschrijding vastgesteld (Figuur 6). TFA alleen zorgt in dit geval al in 22 locaties voor een overschrijding. Wanneer de *reasonable worst-case* berekening wordt toegepast, worden er in alle 40 locaties overschrijdingen vastgesteld. De berekende $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ -concentraties liggen hoger voor dit scenario omdat hier expliciet rekening wordt gehouden met stoffen die niet gedetecteerd of gekwantificeerd zijn. De gehanteerde substitutiemethode voor data <AG en <BG heeft dus een grote impact op de berekende $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$, alsook op de normtoetsing en zoals hieronder verder wordt uitgelegd, is het nodig om deze resultaten met voorzichtigheid te interpreteren.



Figuur 6: Geografische verspreiding van de overschrijdingen van $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ -concentraties in OW t.o.v. de voorgestelde jaargemiddelde-milieukwaliteitsnorm (JG-MKN) voor de KRW volgens A) het *best-case* scenario en B) het *reasonable worst-case* scenario.

Figuur 7 toont de $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ voor de twee verschillende scenario's (*best-case* en *reasonable worst-case*). Telkens werd per meetpunt de gemiddelde $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ berekend ter vergelijking met de JG-MKN. Afhankelijk van het scenario, zien we een ander beeld als we vergelijken met de ontwerpnorm van 4.4 ng PFOA_{eq}/L (horizontale lijn in Figuur 7). Tabel A3 (bijlage) toont de gemiddelde $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ per meetnummer voor de twee geselecteerde scenario's.



Figuur 7: De $\Sigma_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ voor de meetpunten in oppervlaktewater, berekend voor twee verschillende scenario's (*best case* en *reasonable worst-case*). Per meetpunt werd de (gemiddelde) som van de 25 PFAS berekend in PFOA-equivalenten. De horizontale stippellijn toont de ontwerpnorm van 4.4 ng PFOA_{eq}/L aan.

De oorzaak van de discrepantie tussen de scenario's en de grote impact van de substitutiemethode op de uitkomst van de analyse ligt aan het feit dat sommige PFAS met een hoge RPF-factor ook relatief hoge aantoonbaarheidsgrenzen hebben. In Tabel 11 wordt het effect van het toepassen van een substitutieregels zoals in de *reasonable worst-case* ($<AG = AG/2$ en $<BG = BG/2$) op de uiteindelijke doorgerekende concentraties getoond. Ondanks dat deze stoffen niet gedetecteerd zijn ($<AG$), worden ze in dit scenario wel in rekening gebracht in de $\sum_{25}PFOA_{eq.}$ (concentraties $<BG$ worden in beide scenario's gelijk behandeld, i.e. $=AG$). Het omrekenen van de AG van stoffen met een hoge RPF (≥ 2) naar PFOA-equivalenten toont aan dat deze omrekening al resulteert in een overschrijding van de $\sum_{25}PFOA_{eq.}$ -norm van 4.4 ng PFOA_{eq.}/L, zelfs wanneer er geen detecties zijn. Enkel PFNA werd op 1 locatie gedetecteerd (en ook gekwantificeerd), en PFOS op 3 locaties. Dit onderlijnt het belang van analytische nauwkeurigheid maar evenzeer van de keuze van substitutiemethode (tijdens databehandeling) als men wil toetsen aan de ontwerpnorm $\sum_{25}PFOA_{eq.}$.

Het toepassen van de ontwerpnorm $\sum_{25}PFOA_{eq.}$ vereist ook dat bij de toetsing de BG van de stoffen maximaal 30% van deze norm mag bedragen. Na conversie naar PFOA-equivalenten blijkt echter dat sommige PFAS met hoge RPF-factoren niet aan dit criterium voldoen. Het vermenigvuldigen van de AG met de RPF leidt namelijk al tot PFOA-equivalente concentraties die hoger liggen dan de ontwerpnorm (i.e., meer dan 30% van de norm). Daarom moeten de resultaten van de toetsing met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd.

Tabel 11: PFAS met hoge relatieve potentie-factoren (RPF) en hun bijhorende AGs. Het effect van een substitutieregels bij de omrekening naar PFOA-equivalenten wordt getoond. Vetgedrukte concentraties tonen de resulterende overschrijdingen (JG-MKN), zelfs met weinig of geen detecties van de respectievelijke PFAS.

Doelstof	RPF (-)	AG (ng/L)		Omgekende concentratie volgens $<AG=AG/2$ (ng/L in PFOA _{eq.})		Omgekende concentratie volgens $<BG=BG/2$ (=AG) (ng/L in PFOA _{eq.})		% stalen met detecties	n aantal locaties met detecties (kwantificaties)
		Min	Max	Min	Max	Min	Max		
PFNA	10	1.4	5	7	25	14	50	2.5	1 (1)
PFDA	7	4.2	5	14.7	17.5	29.4	35	0	0 (0)
PFUnDA	4	2.5	4.7	5	9.4	10	18.8	0	0 (0)
PFDoDA	3	1	3.5	1.5	5.25	3	10.5	0	0 (0)
PFOS	2	4.4	5	4.4	5	8.8	10	4.1	3 (3)

Uit deze analyse kunnen we concluderen dat bij de omzetting naar PFOA-equivalenten van data $< AG$ en/of $<BG$, men zeer voorzichtig moet omspringen met het trekken van conclusies omdat er in feite geen zekere uitspraak kan gedaan worden over deze data en hun bijdrage aan de $\sum_{25}PFOA_{eq.}$.

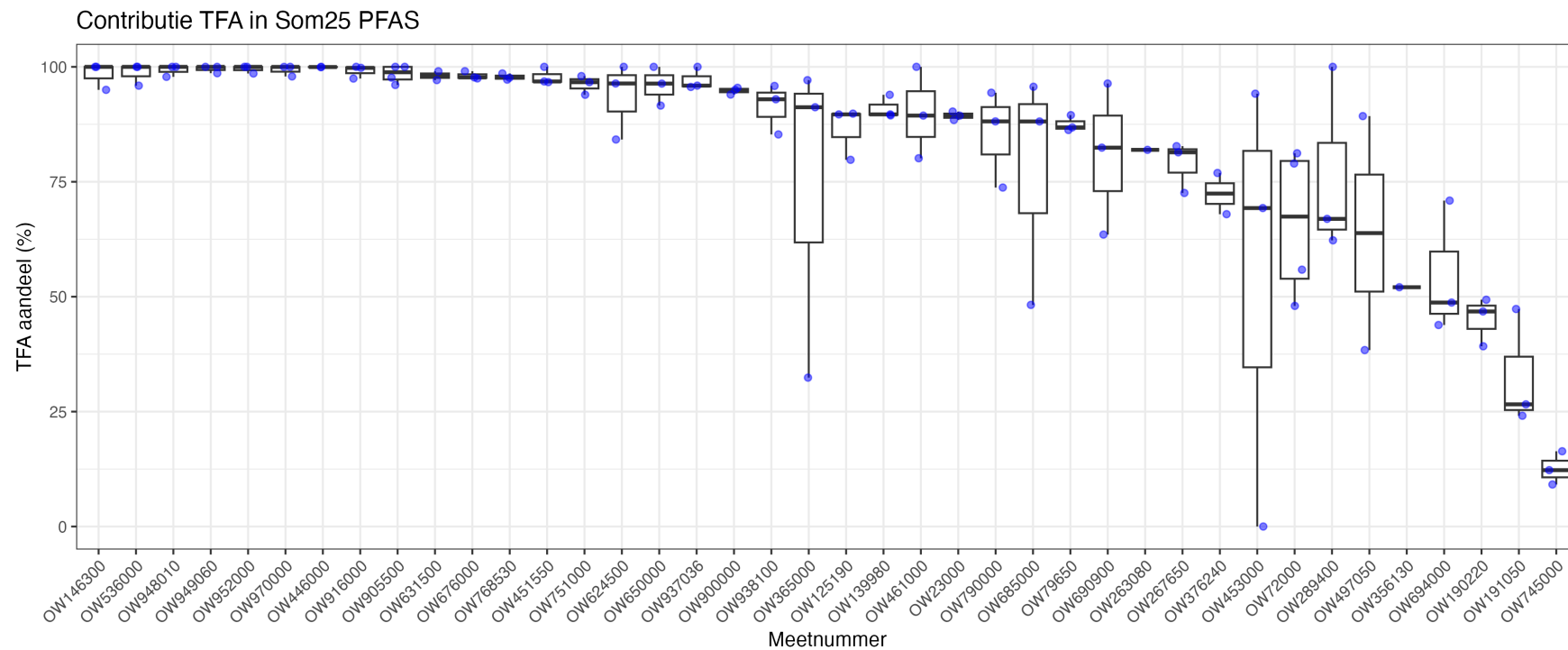
Voor de twee scenario's werd ook het aandeel TFA in de $\sum_{25}PFOA_{eq.}$ berekend. Figuur 8 toont het aandeel TFA voor de verschillende locaties voor het *best-case* scenario. In dit scenario zien we dat TFA vaak een groot aandeel uitmaakt van de $\sum_{25}PFOA_{eq.}$. In meer dan de helft van de locaties bedraagt het aandeel TFA vaak meer dan 80%. Voor een aantal locaties zien we ook een sterke variabiliteit in het aandeel TFA tussen individuele metingen. Voor 7 locaties bedraagt het verschil in minimum en maximum aandeel TFA meer dan 50%.

Een ander beeld komt naar voren in het *reasonable-worst case* scenario (Figuur 9). Het grootste aandeel TFA dat in dit scenario wordt teruggevonden is 30% TFA maakt dus een minder groot deel uit $\sum_{25}PFOA_{eq.}$ als we rekening houden met gecensureerde data en onzekerheid rond stoffen die niet werden gedetecteerd of gekwantificeerd. Het lager aandeel aan TFA is te wijten aan het feit dat we nu stoffen in rekening brengen met hoge RPF-waarden die niet in het *best-case* scenario werden meegenomen. Ook de variabiliteit (verschil in

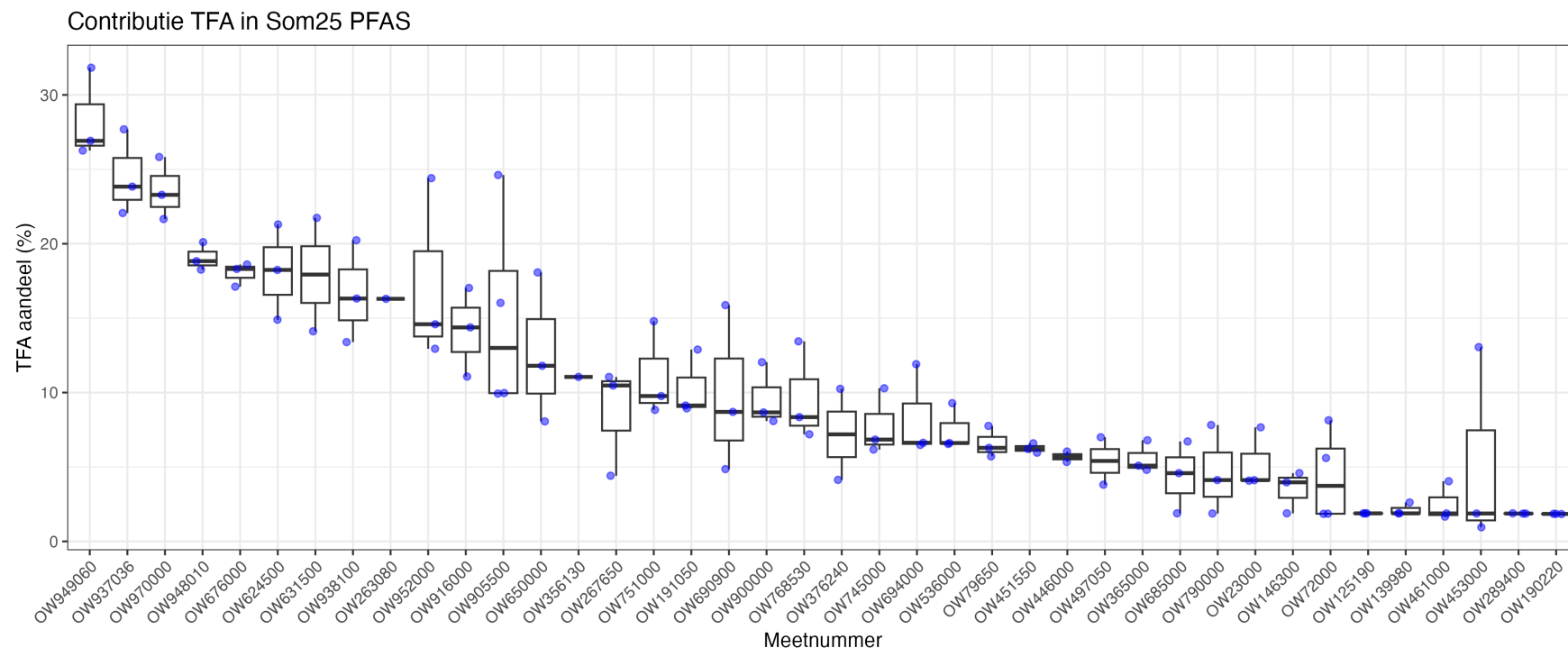
minimum en maximum) in het TFA aandeel is een stuk lager in dit scenario, en bedraagt maximaal 15%. In het *worst-case* scenario is het aandeel TFA nog lager, en beperkt tot maximaal 19%.

Tabel A 3 (bijlage) toont de gemiddelde $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ per meetnummer, alsook de gemiddelde TFA-concentratie in PFOA-equivalenten, voor de 3 verschillende scenario's. Tabel A 4 toont het minimum en maximum aandeel TFA (%) in de $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ per meetnummer, voor de 3 verschillende scenario's.

In de omrekeningen ter vergelijking van de $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ -toetsingswaarde werd in de huidige studie enkel rekening gehouden met RPF. Deze toetsingswaarde gebaseerd op directe orale blootstelling aan het oppervlaktewater en is in deze enkel beschermend voor gebruik als drinkwater, zwemwater, e.a. Wanneer indirecte blootstellingsroutes worden bekeken, zoals de kwaliteit van oppervlaktewater voor humane visconsumptie, moet er in de omrekening ook rekening gehouden worden met het bioaccumulatiepotentieel van iedere PFAS relatief uitgedrukt t.o.v. PFOA in de vorm van een RBF of "*relative bioaccumulation factor*".



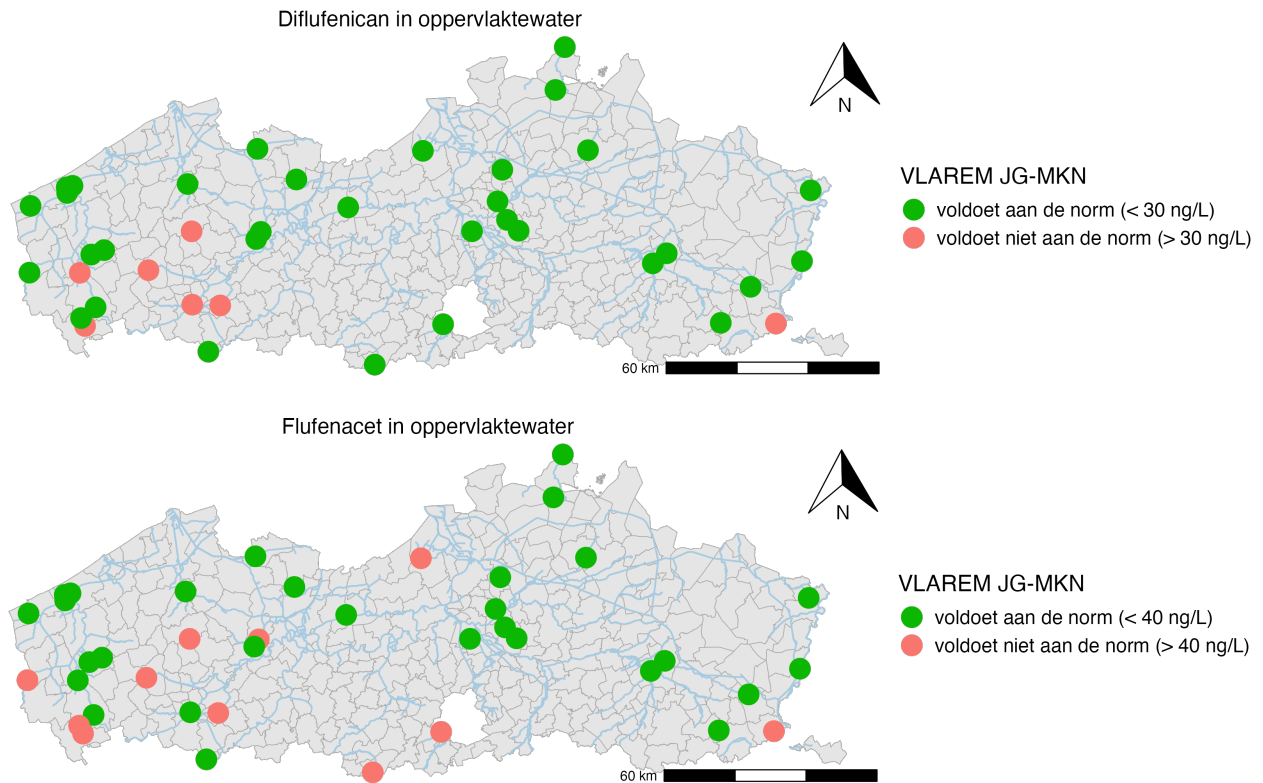
Figuur 8: Aandeel TFA (%) in de $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ voor het *best case* scenario (scenario 1). Blauwe punten tonen het TFA aandeel van individuele metingen voor. De boxplots tonen de verdeling op een specifiek meetpunt.



Figuur 9: Aandeel TFA (%) in de $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ voor het *reasonable worst-case* scenario (scenario 2). Blauwe punten tonen het TFA aandeel van individuele metingen voor. De boxplots tonen de verdeling op een specifiek meetpunt.

3.1.3.2. PFAS-PESTICIDEN

De toetsingswaarden opgenomen in het VLAREM voor de onderzochte PFAS-pesticiden zijn gebaseerd op jaargemiddelde concentraties. De toetsing voor diflufenican en flufenacet aan deze waarden wordt weergegeven in Figuur 10. Voor trifluralin was er geen toetsing mogelijk aangezien deze stof niet gedetecteerd werd in oppervlaktewater. Voor diflufenican werd er op 7 van de 40 locaties een overschrijding van de VLAREM norm waargenomen. Voor flufenacet was dit het geval voor 11 van de 40 locaties.

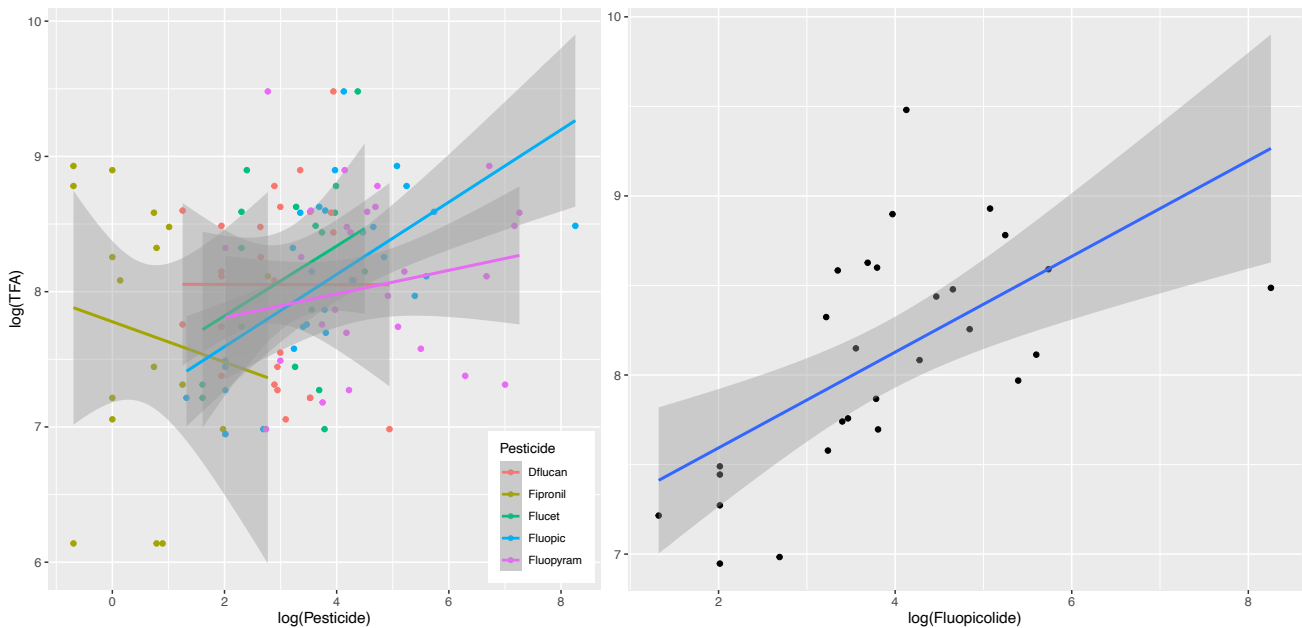


Figuur 10: Geografische verspreiding van de overschrijdingen van diflufenican (boven) en flufenacet (onder) in OW t.o.v. de VLAREM jaargemiddelde-milieukwaliteitsnorm (JG-MKN).

3.1.4. RELATIE TUSSEN HET VOORKOMEN VAN TFA EN PFAS-PESTICIDEN

3.1.4.1. LINEAIR MODEL

Als eerste exploratieve analyse geeft een lineair model aan dat er een significante positieve relatie ($p < 0.001$) is tussen de concentratie TFA en de concentratie fluopicolide in oppervlaktewater. Fluopicolide verklaart nl. 35% van de variatie in TFA. Voor de andere PFAS-pesticiden werd geen significant effect op de TFA concentratie vastgesteld (Figuur 11).

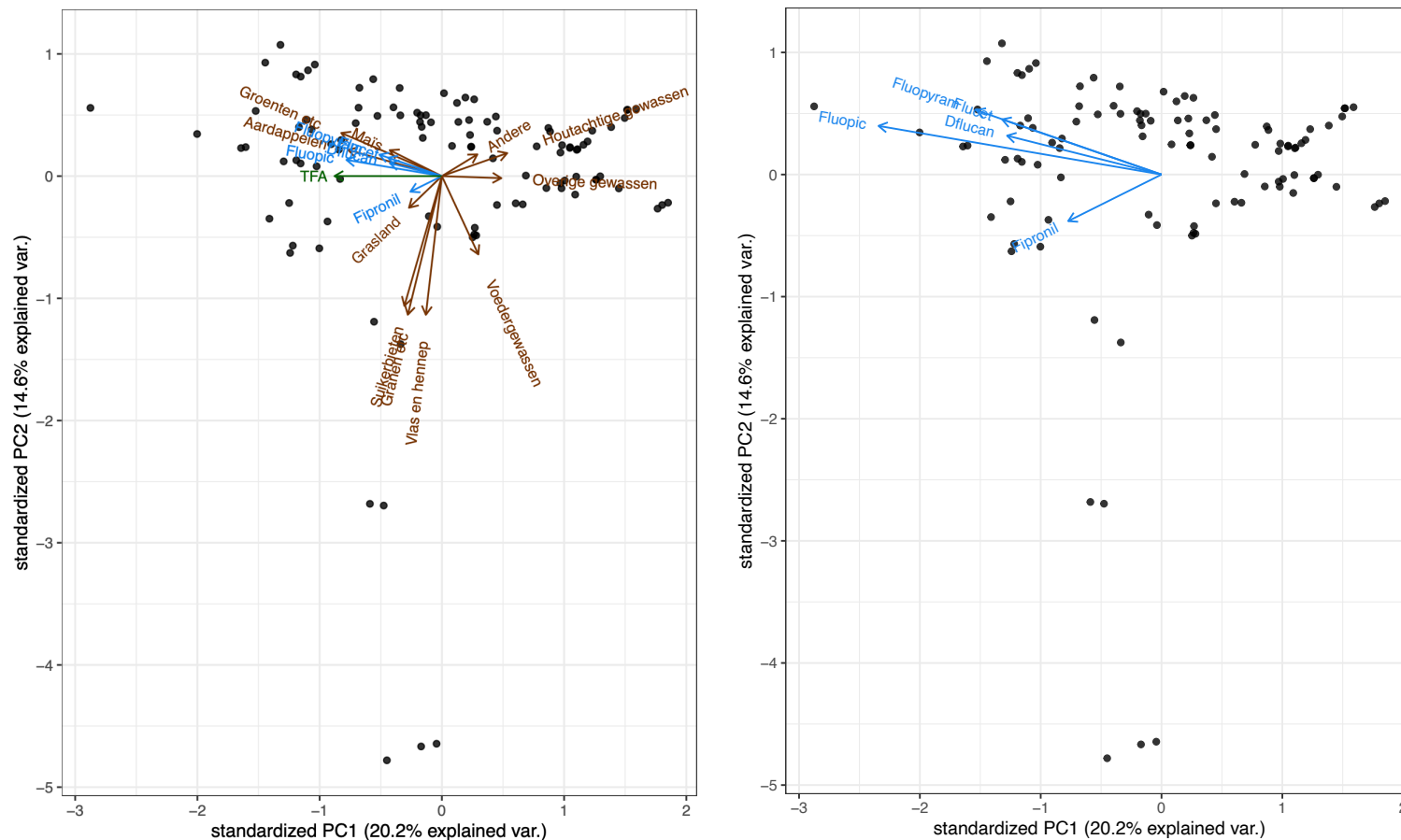


Figuur 11: Weergave van de lineaire modellen voor de verschillende PFAS-pesticiden (links) en de significante relatie tussen TFA en fluopicolide in OW (rechts).

3.1.4.2. PCA ANALYSE

Een PCA analyse van de dataset (Figuur 12) toont aan dat de PFAS-pesticiden volgens de belangrijkste principale component (PC1, verklaart 20.2% van de variatie in de data) een duidelijke correlatie vertonen met TFA. Zowel flufenacet, fluopyram, diflufenican als fluopicolide vertonen hetzelfde patroon (zelfde pijlrichting; blauwe pijlen), i.e. correlatie met TFA, maar fluopicolide blijkt de sterkste correlatie te hebben (langste pijl, dichtst bij TFA). De teelt van aardappelen en de gewasgroep 'groenten, kruiden en sierplanten' zijn ook gelinkt met TFA en deze pesticiden (zelfde pijlrichting, bruine pijlen), mogelijks omdat fluopicolide een veelgebruikte pesticide is in deze teelten. Bij aardappelen, bijvoorbeeld wordt fluopicolide toegepast op de gewassen (spray) als fungicide tegen aardappelziekte (*Phytophthora infestans*). Bij landgebruik (i.e., gewasgroep), gecategoriseerd als 'houtachtige gewassen', 'voedergewassen' of 'overige gewassen', werd er een negatieve correlatie met TFA gevonden volgens PC1 (omgekeerde pijlrichting van TFA t.o.v. deze gewassen langs de x-as).

Met de tweede principale component (PC2, 14.6% van de variatie, y-as in Figuur 12) heeft TFA geen correlatie ($y=0$). De variatie volgens de tweede PC is vooral gedreven door het landgebruik ('suikerbieten', 'granen, zaden en peulvruchten', 'vlas en hennep' versus de rest) en niet door TFA of pesticiden. Uit de PCA blijkt eveneens dat neerslag (niet getoond op Figuur 12) geen sterke link heeft met TFA, pesticiden, noch met landgebruik. De pesticiden fluopicolide en fluopyram zijn sterk gecorreleerd met het landgebruik aardappelen en groenten en in mindere mate met maïs. Fipronil is het sterkst gecorreleerd met grasland (zelfde pijlrichting), maar heeft daarnaast slechts een lage correlatie met TFA (korte pijl t.o.v. andere pesticiden).



Figuur 12: Links: PCA biplot voor de dataset met TFA en PFAS-pesticiden in OW en landgebruik volgens principale component 1 en 2. TFA is aangegeven met een groene pijl, pesticiden met blauwe pijlen en landgebruik met bruine pijlen. Rechts: Dezelfde PCA biplot maar enkel met de PFAS-pesticiden. Pijlen zijn herschaald voor de duidelijkheid. Individuele datapunten zijn telkens weergegeven als zwarte punten.

3.1.4.3. LINEAR MIXED MODELS

Landgebruik omvat veel verschillende categorieën. De dataset bevat namelijk 12 verschillende gewasgroepen. Naast de concentraties van de verschillende PFAS-pesticiden in oppervlaktewater, neerslaghoeveelheid en erosiegevoeligheid, werden gewasgroepen ook meegenomen in het model als verklarende variabelen (x) voor de TFA concentratie in oppervlaktewater (y). Om voldoende statistische kracht te behouden om verbanden te leggen, werd het aantal gewasgroepen als verklarende variabelen in het model gereduceerd. Er werd daarvoor eerst een PCA uitgevoerd met enkel het landgebruik, wat ervoor zorgt dat het aantal variabelen voor landgebruik gereduceerd kon worden van 12 gewasgroepen naar 4 onafhankelijke principale componenten. Dit betekent dat de 4 gereduceerde PC's kunnen gebruikt worden om de patronen in landgebruik mee te nemen in de statistische analyse in de plaats van 12 verschillende variabelen, wat essentieel is om de statistische kracht van het model te garanderen gezien de beperkte grootte van de dataset. Zie tabel A 4 in annex voor meer details.

Na modelselectie werd het volgende model weerhouden:

$$\log_{10} TFA = AG + 0.034 * \log_{10} diflucan + 0.210 * \log_{10} fluopicolide + 0.058 * PC1 + 0.092 * PC2 - 0.062 * PC3 + random\ effects$$

Op basis van diagnostische plots (QQ-plot voor normaliteit, *predicted* vs. *observed*) werd geverifieerd dat aan alle model-assumpties voldaan werd. Zoals te zien in het finale model werd niet nul, maar de aantoonbaarheidsgrens (AG) gekozen als intercept.

Fluopicolide was de enige pesticide met een statistisch significant positief verband met TFA. Diflufenican werd weerhouden omdat dit leidde tot een robuuster model (hogere *likelihood*), hoewel het geen significant effect vertoonde op de TFA concentraties in oppervlaktewater. Voor landgebruik werd een positief effect van PC1 en PC2 gevonden en een negatief effect van PC3 (zie Figuur 14 tot Figuur 16). Dit duidt er op dat de teelt van 'granen, zaden en peulvruchten', 'suikerbieten' en 'vlas en hennep' (PC1) enerzijds en 'aardappelen', 'groenten, kruiden en sierplanten' en 'maïs' (PC2) anderzijds aanleiding geven tot hogere TFA concentraties. 'Houtachtige gewassen' en 'voedergewassen' (PC3) kunnen gelinkt worden aan lagere TFA concentraties in oppervlaktewater. Alle andere verklarende variabelen (fipronil, flufenacet, fluopyram, neerslaghoeveelheid -3d en -7d, erosiegevoeligheid en PC4 van landgebruik) hadden geen statistisch verband met TFA concentraties in oppervlaktewater en zijn daarom ook niet opgenomen in het finale model.

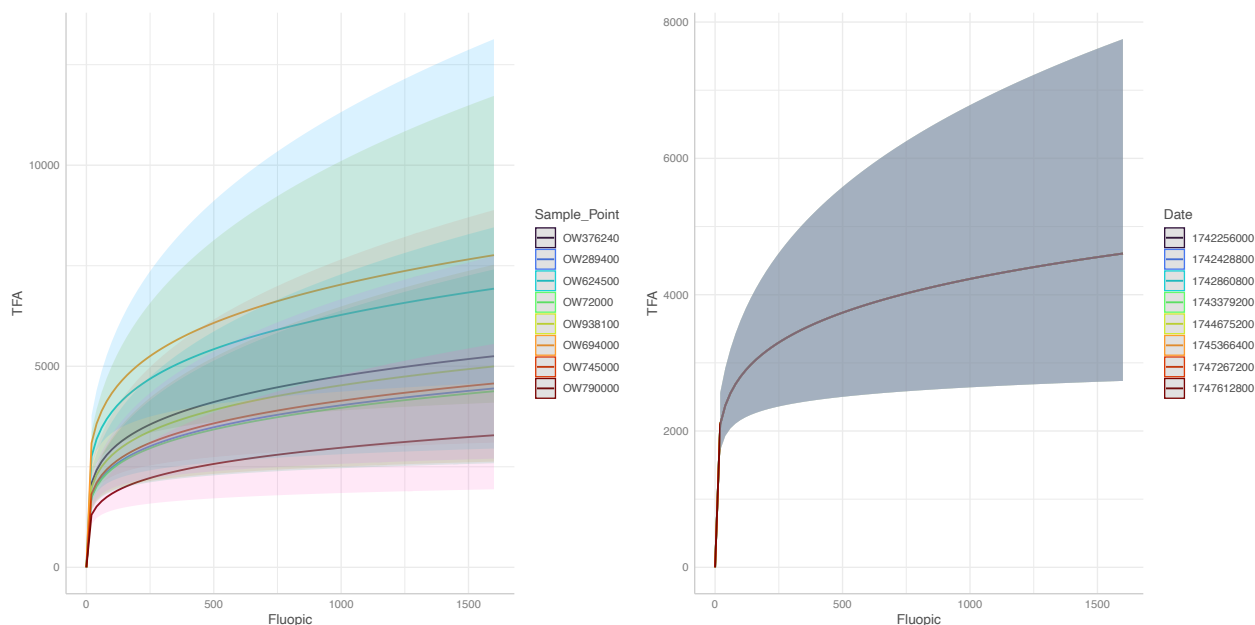
Tabel 12: Resultaten van de LMM analyse voor de *fixed effects* na modelselectie. De significante verklarende variabelen werden in het vet aangeduid. Variabelen met een positief significant effect op TFA werden aangeduid in het groen, variabelen met een negatief effect in het rood.

	<i>Estimate</i>	<i>Std. Error</i>	<i>df</i>	<i>t value</i>	<i>Pr(> t)</i>
<i>fixed intercept</i>	0.007	0.000	93.804	24.688	<0.001
<i>log10(Diflucan)</i>	0.034	0.081	95.729	0.424	0.672
<i>log10(Fluopic)</i>	0.210	0.058	94.775	3.618	<0.001
<i>PC1</i>	0.058	0.022	24.319	2.658	0.014
<i>PC2</i>	0.092	0.026	30.565	3.585	0.001
<i>PC3</i>	-0.062	0.029	28.286	-2.134	0.042

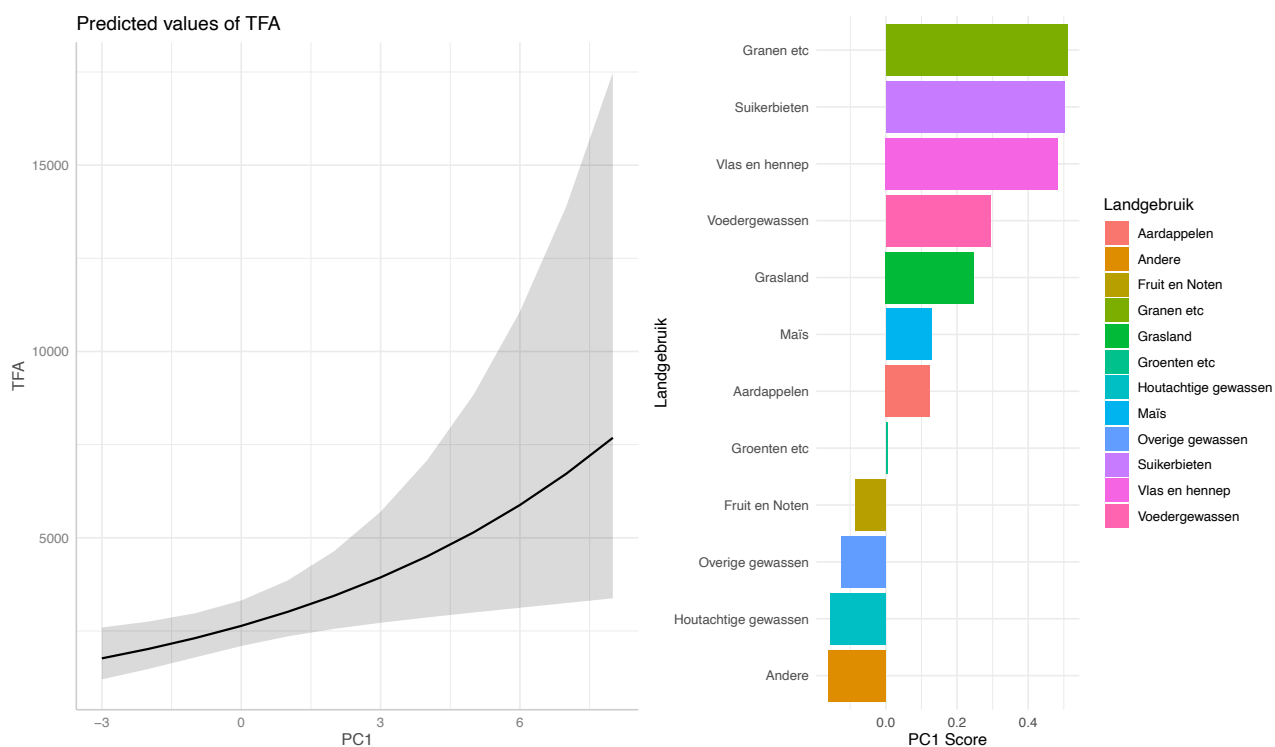
Wat de *random effects* (dus variabelen waarvan het effect toegewezen wordt aan toeval) betreft was de invloed van datum heel beperkt, maar het meetpunt (i.e. de locatie) had wel een belangrijk effect. Figuur 13 geeft dit duidelijk weer. Met andere woorden, de locatie waar het staal genomen wordt, heeft een effect op de TFA-concentratie dat niet gecapteerd wordt door de andere verklarende variabelen (*fixed effects*). Voor de meetdatum (allemaal in 2025) is dit minimaal.

Conclusie van de LMM analyse:

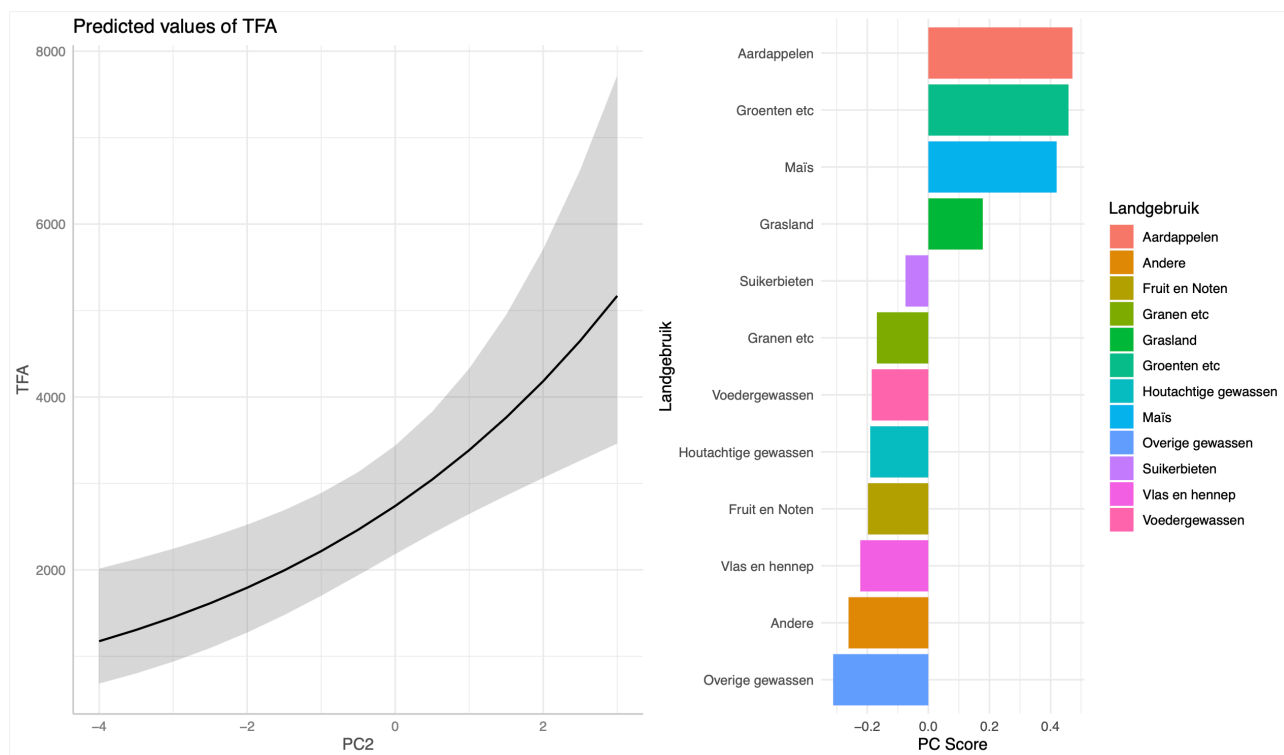
Fluopicolide heeft een duidelijk positief verband met TFA concentraties in oppervlaktewater. Landgebruik vertoont ook een verband met TFA: voor bepaalde gewassen worden hogere TFA concentraties waargenomen. Door het reduceren van deze variatie tot principale componenten is het echter niet mogelijk om specifieke teelten te correleren met TFA. Voor andere onderzochte pesticiden, neerslag en erosiegevoeligheid kon er geen verband met TFA gevonden worden.



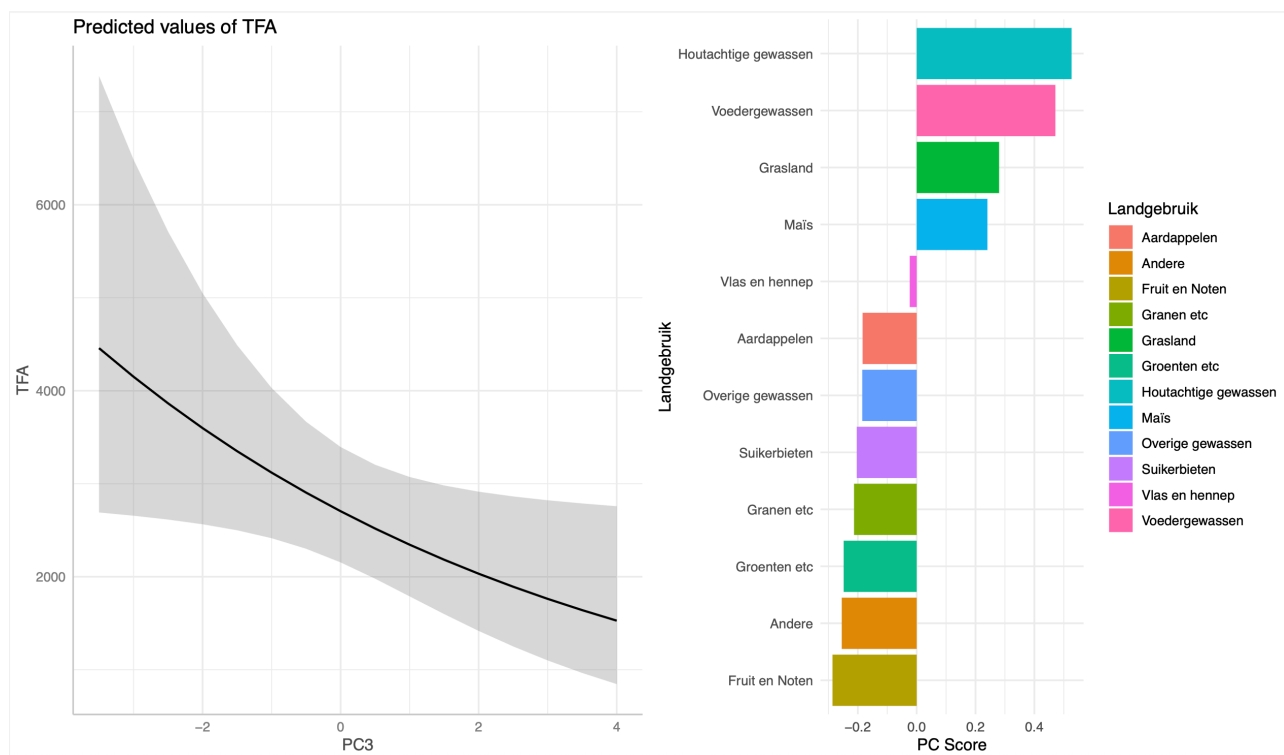
Figuur 13: Het verwachte effect van fluopicolide op TFA in OW in de LMM bij verschillende waarden voor *random effects*. Voor de linkse figuur werden acht willekeurige meetpunten uitgekozen, voor de rechtse figuur acht willekeurige datums. Deze figuur tuint duidelijk het positieve verband tussen TFA en fluopicolide. De meetplaats bepaalt de TFA concentratie mee terwijl de datum (metingen januari-maart 2025) geen rol speelt.



Figuur 14: Het verwachte effect van PC1 landgebruik op TFA in OW in de LMM (links). De rechtse figuur geeft de PC loadings van de verschillende landgebruiken voor PC1 weer. Loadings geven weer hoeveel de variabele bijdraagt aan de PC.



Figuur 15: Het verwachte effect van PC2 landgebruik op TFA in OW in de LMM (links). De rechtse figuur geeft de PC *loadings* van de verschillende landgebruiken voor PC2 weer. *Loadings* geven weer hoeveel de variabele bijdraagt aan de PC.



Figuur 16: Het verwachte effect van PC3 landgebruik op TFA in OW in de LMM (links). De rechtse figuur geeft de PC *loadings* van de verschillende landgebruiken voor PC3 weer. *Loadings* geven weer hoeveel de variabele bijdraagt aan de PC.

3.2. GRONDWATER

3.2.1. WAT ZIJN DE KWANTIFICATIEFREQUENTIES?

3.2.1.1. TFA

In grondwater werd TFA als enige ukPFAS gemeten, d.w.z. dat er geen metingen beschikbaar waren van andere ukPFAS zoals gemeten in OW. TFA werd in de overgrote meerderheid van de stalen en locaties gekwantificeerd (Tabel 13). In totaal werden 305 stalen geanalyseerd voor TFA, waarvan in meer dan 98% TFA werd gedetecteerd. Dit komt neer op een aanwezigheid van TFA op 267 van de 272 locaties waar grondwater is geanalyseerd.

Tabel 13: Aantal stalen, locaties en kwantificatiefrequentie voor TFA-metingen in grondwater.

n stalen gemeten	% stalen gekwantificeerd	% stalen niet-gekwantificeerd
305*	98	2

*TFA werd op één locatie twee keer gemeten in dezelfde putfilter. 305 stalen komen hierbij overeen met 304 putten/locaties.

TFA werd niet gekwantificeerd op een aantal locaties waarop slechts één putfilter werd bemonsterd, nl. Tongeren (901/72/5, putfilter 1; nota: de TFA concentratie in dit staal werd bepaald met een BG van 1 µg/L door een laboratorische fout), Avelgem (441/21/3, putfilter 2), Zottegem (461/74/7, putfilter 2), Erpe-Mere (482/73/6, putfilter 3). In Riemst werd een put met twee putfilters (1 en 3) bemonsterd waarbij in geen van beide TFA werd gekwantificeerd.

3.2.1.2. PFAS-PESTICIDEN

In het grondwater lagen de concentraties van de onderzochte PFAS-pesticiden meestal onder de bepalingsgrens (Tabel 14). Trifloxystrobine werd in geen enkel staal gekwantificeerd, terwijl de kwantificatiefrequenties van flufenacet, fluopicolide en flutolanil tussen 2 en 10% lagen (over alle putfilters heen). Fluopicolide werd het vaakst gekwantificeerd (9%), gevolgd door flufenacet en flutolanil die allebei in 3% van de stalen (in alle putfilters) werden gekwantificeerd.

Tabel 14: Aantal stalen en kwantificatiefrequentie voor pesticiden-metingen in grondwater. Iedere pesticide werd tijdens deze meetcampagne slechts éénmaal gemeten per locatie. Het aantal stalen komt in deze daarom overeen met het aantal locaties.

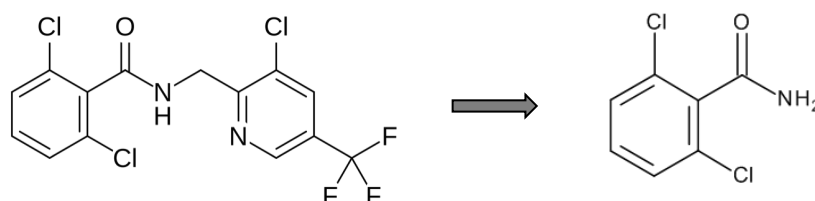
Doelstof	n stalen	% stalen gekwantificeerd	% stalen niet-gekwantificeerd
Flufenacet	303	3	97
Fluopicolide	303	9	91
Flutolanil	303	3	97
Trifloxystrobine	303	0	100

De lage kwantificatiefrequentie van pesticiden in grondwater kan verschillende verklaringen hebben:

3.2.1.2.1. DEGRADATIE

Het is mogelijk dat de gemeten PFAS-pesticiden reeds afgebroken zijn tot TFA wanneer ze in het grondwater terecht komen. In dit geval zullen de oorspronkelijke pesticiden (moederstof) niet meer, of in lage concentraties, teruggevonden worden, maar eventuele tussen- of eindproducten van de metabolisatie wel. De enige metaboliet van de PFAS-pesticiden gemeten in het grondwater in de huidige studie is 2,6-dichlorobenzamide (BAM, een metaboliet van fluopicolide). In tegenstelling tot fluopicolide zelf, werd BAM in 32% van de stalen

gekwantificeerd. BAM is echter niet het tussenproduct van fluopicolide en TFA, aangezien BAM geen C-CF₃-groep bevat. Op Figuur 17 is te zien dat BAM afkomstig is van de linkerkant van de fluopicolide molecule. Hoewel fluopicolide met een halfwaardetijd van meer dan 200 dagen in bodem beschouwd wordt als persistent, geeft dit wel aan dat er degradatie van fluopicolide is gebeurd en dat mogelijks ook andere degradatieproducten zouden gekwantificeerd kunnen worden. In lijn met deze hoge persistentie, zou de kwantificatie van BAM in het grondwater eerder afkomstig zijn van ouder pesticidegebruik (pre-2025).



Figuur 17: Links van de pijl: fluopicolide. Rechts van de pijl: metaboliet BAM.

3.2.1.2.2. SORPTIE AAN BODEMDEELTJES

De gemeten PFAS-pesticiden hebben mogelijks een hoge adsorptiecapaciteit waardoor hun uitloging naar grondwater beperkt blijft en er meer in de bodem aanwezig blijft aangezien ze een hoge affiniteit vertonen voor bodempartikels. Zowel de hydrofobiciteit van de stoffen (lage affiniteit voor water, uitgedrukt als logK_{ow}) als hoge adsorptie voor bodem (uitgedrukt als K_{oc}) wijzen in die richting (Vergucht et al., 2006).

De logK_{ow}-waarden van de onderzochte pesticiden bedragen 3.20 voor flufenacet, 3.26 voor fluopicolide, 3.7 voor flutolanil en 4.5 voor trifloxystrobine (PubChem, 2025). Dergelijke hoge logK_{ow}-waarden duiden op een uitgesproken hydrofoob karakter (i.e., hydrofobe stoffen hebben typisch logK_{ow}-waarden hoger dan 0). Hydrofoob gedrag gaat doorgaans gepaard met een sterke sorptie aan organisch bodemmateriaal, waardoor deze stoffen minder aanwezig blijven in de waterige fase.

De hoge K_{oc} waarden van flufenacet en flutolanil (354 en 693, respectievelijk) zouden eveneens verklaren waarom deze pesticiden amper gekwantificeerd worden in het grondwater. Een hoge K_{oc} waarde is geassocieerd met hoge affiniteit voor organisch koolstof in de bodem, wat een lagere kans op uitloging naar grondwater (en dus mobiliteit) met zich meebrengt. In een veldstudie pasten Rouchaud et al. (1999) flufenacet toe op Vlaamse zandleembodem en vonden deze pesticide voornamelijk terug in de bovenste 10 cm, ondanks hevige regens en kans op uitloging. In combinatie met een hydrofoob karakter, vertoont flufenacet dus een beperkte neiging tot uitloging naar het grondwater (EFSA, 2024). Ook de mobiliteit van fluopicolide is eerder middelmatig (K_{oc} = 267), terwijl de metabolieten een hogere mobiliteit vertonen (EFSA, 2009).

3.2.1.2.3. ANDERE BRONNEN

TFA dat in grondwater van landelijke gebieden wordt aangetroffen kan mogelijks nog een andere oorsprong hebben dan het gebruik van pesticiden, zoals atmosferische depositie (via regen of droge depositie). Het koppelen van depositiemetingen aan grondwatermetingen is echter complex en vereist het in rekening brengen van diverse factoren, waaronder neerslaghoeveelheden en bodemkenmerken. Deze analyse valt buiten de scope van de huidige studie en werd daarom niet verder uitgewerkt.

3.2.2. WELKE CONCENTRATIES WORDEN ER WAARGENOMEN?

3.2.2.1. TFA

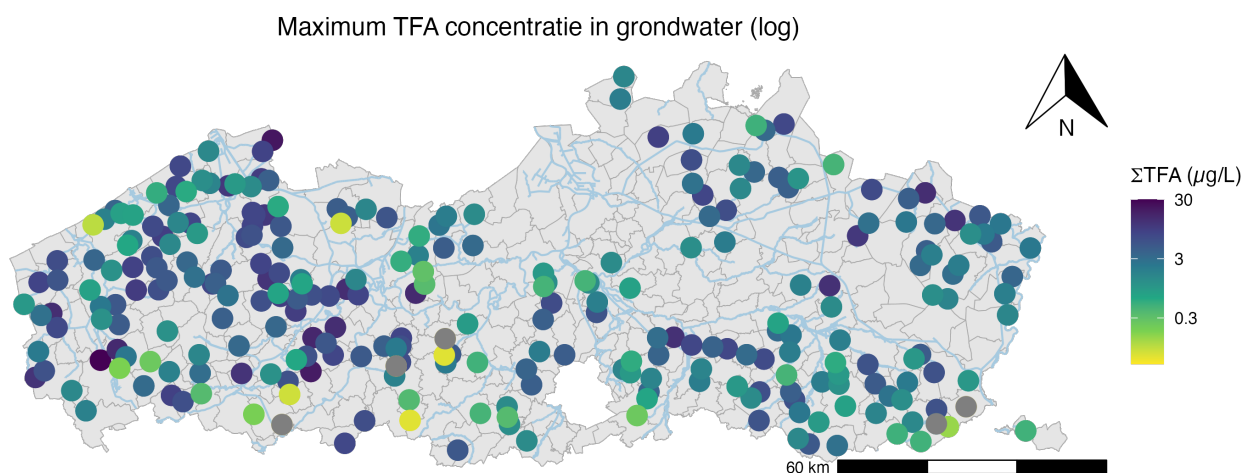
Voor het berekenen van de TFA statistieken in grondwater werd de maximale concentratie per locatie bepaald over de verschillende putfilters heen. Aangezien uit de dataset niet kon worden afgeleid of de concentratie onder de BG ook onder de AG lag, werden niet-gekwantificeerde resultaten gelijkgesteld aan de BG (0.05 µg/L). Aan één staal werd een BG van 1 µg/L toegewezen door een administratieve fout van het laboratorium.

Voor TFA is dit duidelijk zichtbaar in de minimumconcentraties, zoals weergegeven in Tabel 15. De mediane concentratie van TFA in grondwater bedraagt 2.8 µg/L overheen alle bemonsterde locaties.

Tabel 15: Beschrijvende statistiek van de concentraties (µg/L) van TFA in grondwater. De bepaalbaarheidsgrens voor TFA was 0.05 µg/L.

Min	Max	Gemiddelde	Mediaan	P ₉₀
0.05 (<BG)	30	4.1	2.8	8.6

In Figuur 18 worden de TFA concentraties geografisch weergegeven op een kaart van Vlaanderen. De hoogste TFA concentratie van 30 µg/L werd gemeten in Ieper (211/32/4, putfilter 1), gevolgd door Knokke-Heist (094/21/1, putfilter 1) en Kruishoutem (350/74/13, putfilter 1) met 22 en 20 µg/L, resp. Hoewel de geografische verspreiding van de staalnamepunten niet volledig homogeen verdeeld is over Vlaanderen, toont Figuur 18 dat de concentraties redelijk homogeen verspreid zijn overheen de meetpunten.



Figuur 18: Geografische weergave van TFA concentraties in grondwater. De maximale concentratie per locatie (overheen putfilters) werd gebruikt. Concentraties werden geplotted op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken. Grijze symbolen vertegenwoordigen locaties waar TFA niet gekwantificeerd werd (n=5).

Figuur 19 toont de TFA concentratie in het grondwater in functie van de diepte ten opzichte van het maaiveld. De meetpunten geven aan dat de meeste TFA-metingen zich situeren in de bovenste 10 meter van het grondwater, met concentraties tot 30 µg/L. Op grotere diepte neemt zowel het aantal waarnemingen als de gemeten concentraties duidelijk af. Dieper dan 20 meter zijn slechts beperkt metingen beschikbaar, die bovendien overwegend lagere concentraties (< 1 µg/L) vertonen. Er is geen uitgesproken trend zichtbaar

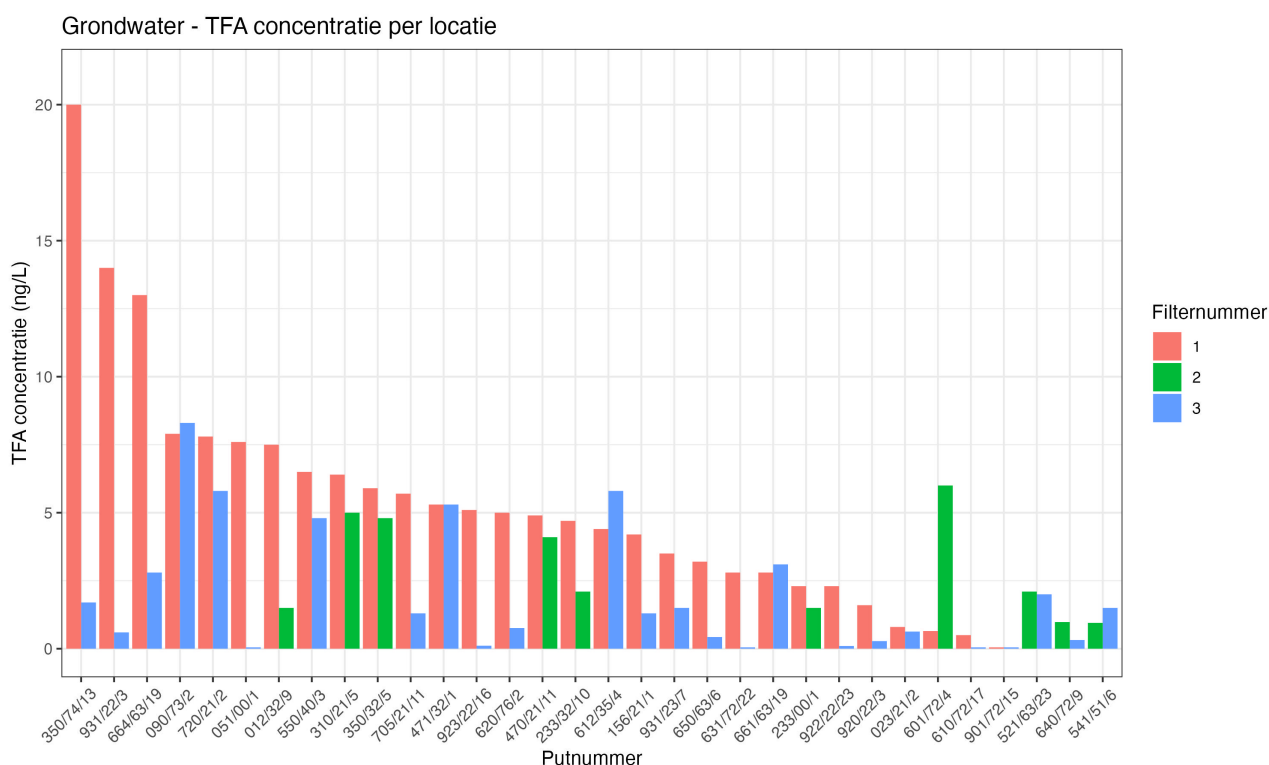
tussen de TFA-concentratie en het putfilternummer, hoewel de hoogste waarden hoofdzakelijk in de ondiepere filters worden waargenomen.

Op Figuur 19 zijn ook de geselecteerde toetsingswaarden voor TFA in grondwater zichtbaar: 0.1 µg/L (voor relevante metaboliet van een pesticide), 1 µg/L (voor niet-relevante metaboliet van een pesticide) en 15.6 µg/L (bodemsanering van TFA in grondwater). Op basis van de metingen, voldoen de meest locaties aan de toetsingswaarde voor bodemsanering. Echter, het grootste deel van de metingen ligt boven de meest strikte toetsingswaarde van 0.1 µg/L.



Figuur 19: TFA concentratie (µg/L) in functie van de diepte (m) voor grondwater. De verticale lijnen tonen toetsingswaarden voor TFA: 0.1 µg/L (relevante metaboliet van een pesticide), 1 µg/L (niet-relevant metaboliet van een pesticide) en 15.6 µg/L (bodemsanering van TFA in grondwater).

Figuur 20 toont per locatie, de gemeten TFA concentratie per putfilter voor locaties waar twee putfilters werden bemonsterd. De locaties zijn gerangschikt volgens de gemeten TFA concentraties in de bovenste putfilter (d.w.z. de locatie met de hoogste TFA concentratie in putfilter 1 komt eerst). In de meeste locaties met twee putfilters wordt de hoogste TFA concentraties gemeten in de bovenste putfilter, op een aantal uitzonderingen na. Op drie locaties zien we dat de derde putfilter, een iets hogere concentratie TFA vertoont dan de eerste putfilter (090/73/2 - Beernem, 612/35/4 - Alken en 661/63/19 – Scherpenheuvel-Zichem). Op één locatie zien we ook een significant hogere concentratie in putfilter 2 dan putfilter 1 (601/72/4 - Bilzen) en op één locatie een hogere concentratie in putfilter 3 dan in putfilter 2 (541/51/6 - Vosselaar). Maar in het algemeen, is de concentratie TFA in putfilter 1 hoger dan in de onderliggende putfilters (op locaties waar meerdere putfilters geplaatst zijn). Op geen enkele locatie werden alle drie putfilters bemonsterd.



Figuur 20: TFA concentraties ($\mu\text{g/L}$) in grondwater per locatie, opgesplitst per putfilter. Enkel locaties waar twee putfilters werden bemonsterd ($n=32$) zijn weergegeven.

3.2.2.2. PFAS-PESTICIDEN

Voor de statistieken van de PFAS-pesticiden werd analoog te werk gegaan als voor TFA. Per locatie werd over de putfilters heen, de hoogst gemeten concentratie per locatie weerhouden. Aangezien het uit de dataset niet afleidbaar was of een concentratie onder de BG ook onder de AG lag, werden niet-gekwantificeerde resultaten gelijkgesteld aan de BG, wat voor de PFAS-pesticiden zichtbaar is in de minimumconcentratie, mediaan en P_{90} (Tabel 16). Deze laatste toont dat 90% van de concentraties eigenlijk lager liggen dan de BG voor alle geanalyseerde PFAS-pesticiden.

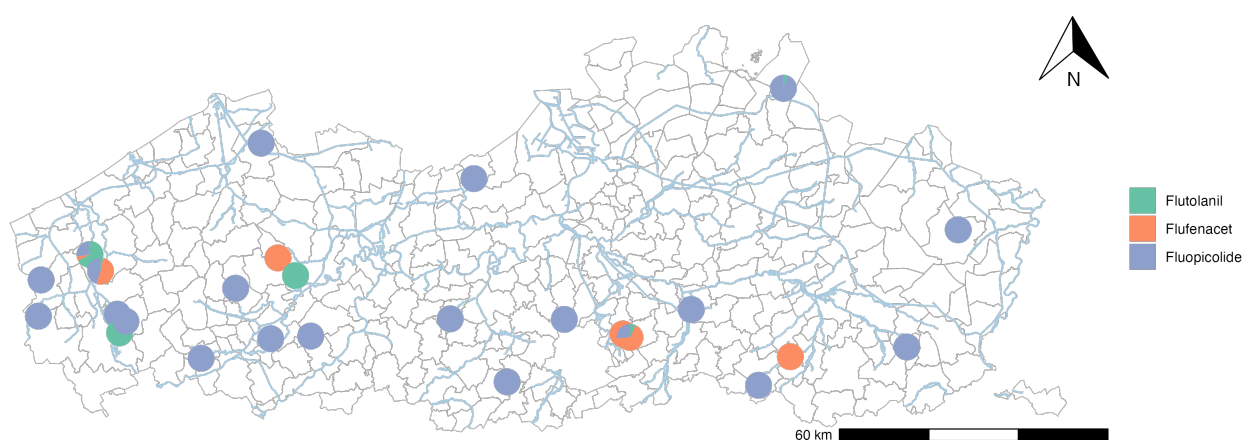
Van de vier pesticiden werd fluopicolide in de hoogste concentraties in het grondwater gekwantificeerd, met maximale waarden tot $1.5 \mu\text{g/L}$ (putfilter 3, Ravels). Ook flufenacet werd sporadisch boven de BG gekwantificeerd, met maxima tot $0.46 \mu\text{g/L}$. Flutolanil kwam in lagere concentraties voor, met een maximale concentratie van $0.27 \mu\text{g/L}$. Trifloxystrobine werd in geen van de filters gekwantificeerd. Alle concentraties lagen onder de BG van trifloxystrobine. In het algemeen ligt voor alle PFAS-pesticiden in 90% van de locaties de concentratie lager dan de BG.

Tabel 16: Beschrijvende statistiek van de concentraties ($\mu\text{g/L}$) van PFAS-pesticiden in grondwater overheen putfilters. De bepaalbaarheidsgrens voor deze stoffen was $0.01 \mu\text{g/L}$.

Doelstof	Min	Max	Gemiddelde	Mediaan	P_{90}
Flufenacet	<0.01	0.46	0.015	<0.01	<0.01
Fluopicolide	<0.01	1.5	0.024	<0.01	<0.01
Flutolanil	<0.01	0.27	0.011	<0.01	<0.01

Doelstof	Min	Max	Gemiddelde	Mediaan	P ₉₀
Trifloxystrobine	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01

Figuur 21 toont het aandeel voor elke PFAS-pesticide in het grondwater op basis van de maximale concentratie per meetpunt. Op locaties waar minstens één PFAS-pesticide gekwantificeerd werd (n=26) in het grondwater, blijkt fluopicolide vaak dominant te zijn (n=18). Op vijf locaties heeft flufenacet een dominant aandeel en op drie locaties was flutolanil dominant. In Figuur A 3 in de bijlage worden de concentraties van respectievelijk fluopicolide, flufenacet en flutolanil in grondwater geografisch weergegeven. Voor trifloxystrobine lagen alle concentraties in grondwater onder de BG.

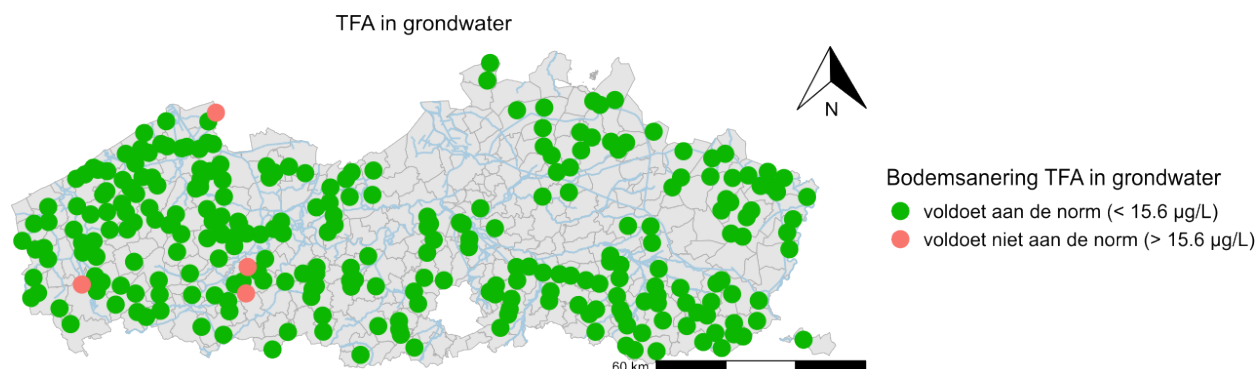


Figuur 21: Geografisch overzicht van de maximum bijdrage van iedere PFAS-pesticide aan de concentratie per GW-meetpunt overheen de onderzochte putfilters. Enkel meetpunten met minstens één gekwantificeerde (>BG) PFAS-pesticide zijn getoond (n=26). Wanneer slechts één kleur zichtbaar is, werd er dus slechts één PFAS-pesticide gekwantificeerd.

3.2.3. VERGELIJKING MET HET HUIDIGE NORMENKADER

3.2.3.1. TFA

Voor de toetsing van TFA aan de geselecteerde toetsingswaarden werd telkens gekeken naar de maximaal gemeten concentratie per locatie (i.e., de putfilter met hoogste concentratie werd weerhouden). Wanneer de TFA concentraties in grondwater getoetst werden aan de bodemsaneringswaarde voor PFAS in grondwater waren er vier meetpunten waarvoor de toetsingswaarde overschreden werd, nl. Ieper, Knokke-Heist, Kruishoutem en Zulte (met 30, 22, 20 en 16 µg TFA/L, respectievelijk). Dit bedraagt slechts 2% van de locaties (Tabel 17).

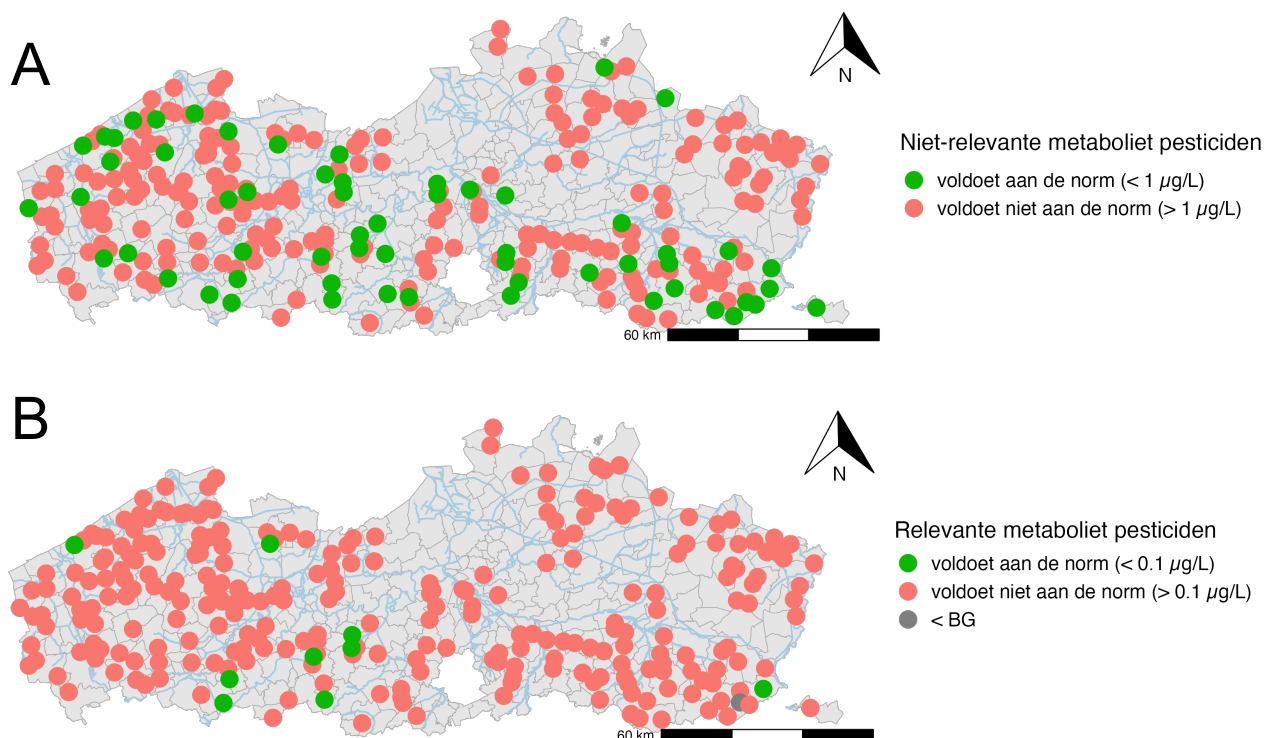


Figuur 22: Geografisch overzicht van de meetpunten voor TFA in grondwater t.o.v. de toetsingswaarde bodemsanering van TFA in grondwater (15.6 µg/L). De maximale TFA concentratie overheen alle gemeten putfilters werd gebruikt. Groen: geen overschrijding, rood: overschrijding. Op vijf locaties werd TFA niet gekwantificeerd (<BG in ieder staal), deze meetpunten werden eveneens aangeduid in het groen aangezien zij ook aan de toetsingswaarde voldoen.

Indien een lagere toetsingswaarde wordt toegepast, i.e. in het geval dat TFA als een (niet-) relevante metaboliet van pesticiden wordt beschouwd, zien we het percentage overschrijdingen stijgen naar 78% (voor 1 µg/L) en 97% (voor 0.1 µg/L) van de locaties (Tabel 17). Hoewel deze laatste twee toetsingswaarden (nog) niet toegepast worden in Vlaanderen, illustreren ze wel welk effect een strenger normenkader voor grondwater zou kunnen hebben op het beleid. Figuur 23 brengt dit effect in kaart. De discrepantie tussen deze toetsingswaarden voor grondwater zou zorgen voor uiteenlopende beoordelingsuitkomsten en creëert daarmee onzekerheid over de daadwerkelijke beschermingsstatus van het grondwater, wat het belang van een geharmoniseerd normenkader onderstreept.

Tabel 17: Overzicht van het aantal overschrijdingen van iedere geselecteerde toetsingswaarde voor grondwater.

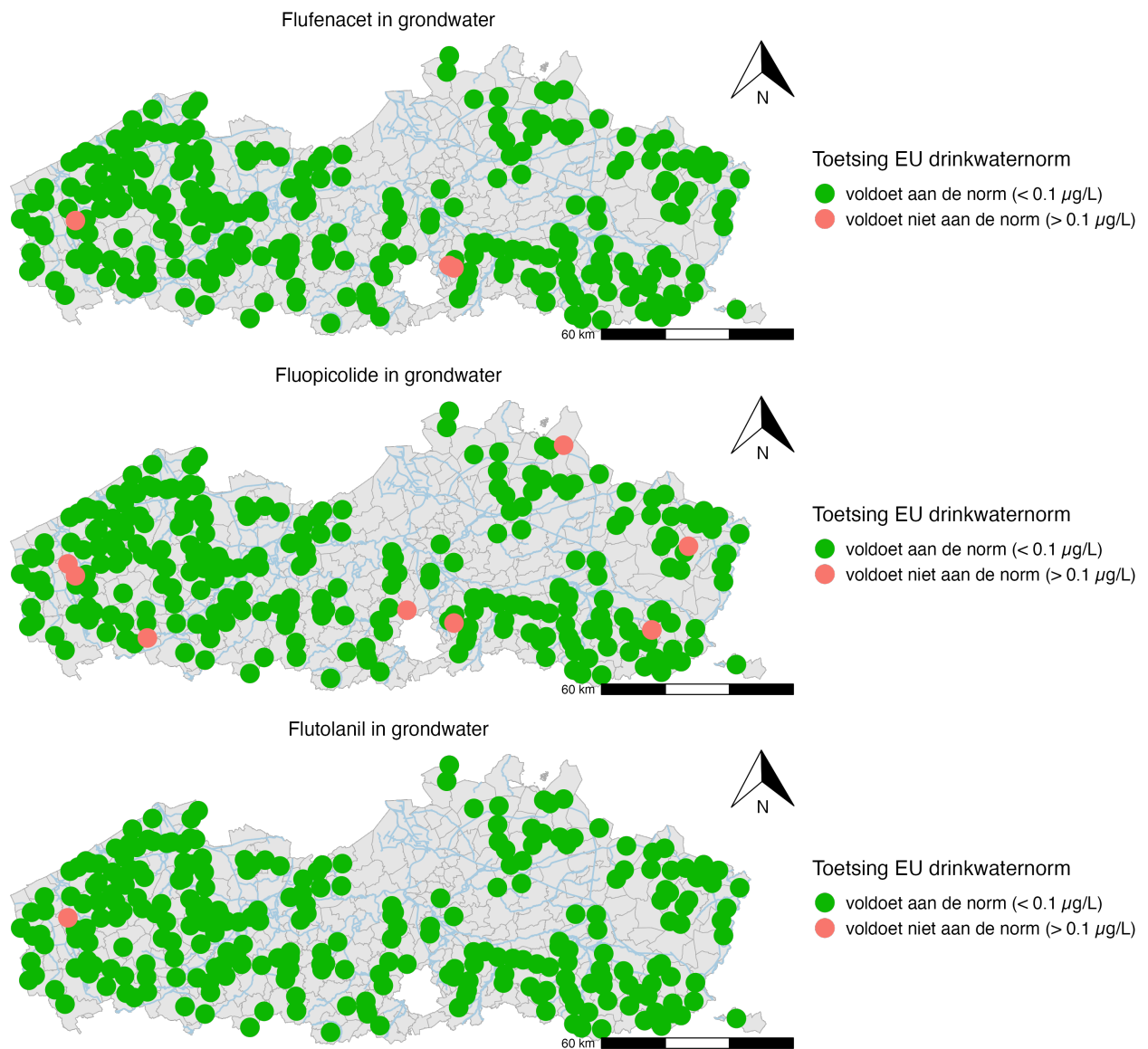
Toetsingswaarde	n locaties totaal	n locaties met overschrijding	% locaties met overschrijding
Bodemsanering TFA in grondwater (15.6 µg/L)	272	4	2%
Niet-relevante metaboliet van pesticide (1 µg/L)	272	213	78%
Relevante metaboliet van pesticide (0.1 µg/L)	272	263	97%



Figuur 23: Geografisch overzicht van de meetpunten voor TFA in grondwater t.o.v. A) de potentieel toekomstige toetsingswaarde indien TFA wordt geclassificeerd als een relevante metaboliet van pesticiden ($0.1 \mu\text{g/L}$) en C) de potentieel toekomstige toetsingswaarde indien TFA wordt geclassificeerd als een niet-relevante metaboliet van pesticiden ($1 \mu\text{g/L}$). De maximale TFA concentratie overheen alle gemeten putfilters werd gebruikt. Groen: geen overschrijding, rood: overschrijding. Op vijf locaties werd TFA niet gekwantificeerd. Vier van deze meetpunten werden eveneens aangeduid in het groen aangezien zij ook aan de toetsingswaarde voldoen ($\text{BG} = 0.05 \mu\text{g/L}$). Eén meetpunt had echter een BG van $1 \mu\text{g/L}$ en is aangeduid in het grijs wanneer de toetsingswaarde $< \text{BG}$ (i.e. enkel t.o.v. C).

3.2.3.2. PFAS-PESTICIDEN

De drie PFAS-pesticiden die op minstens één locatie in grondwater werden gekwantificeerd, nl. flufenacet, fluopicolide en flutolanil, werden getoetst aan de Europese kwaliteitsstandaard voor drinkwater, nl. $0.1 \mu\text{g/L}$ voor individuele pesticiden (Figuur 24). De meeste overschrijdingen werden geobserveerd voor fluopicolide ($n=8$), gevolgd door flufenacet ($n=3$) en flutolanil ($n=1$).

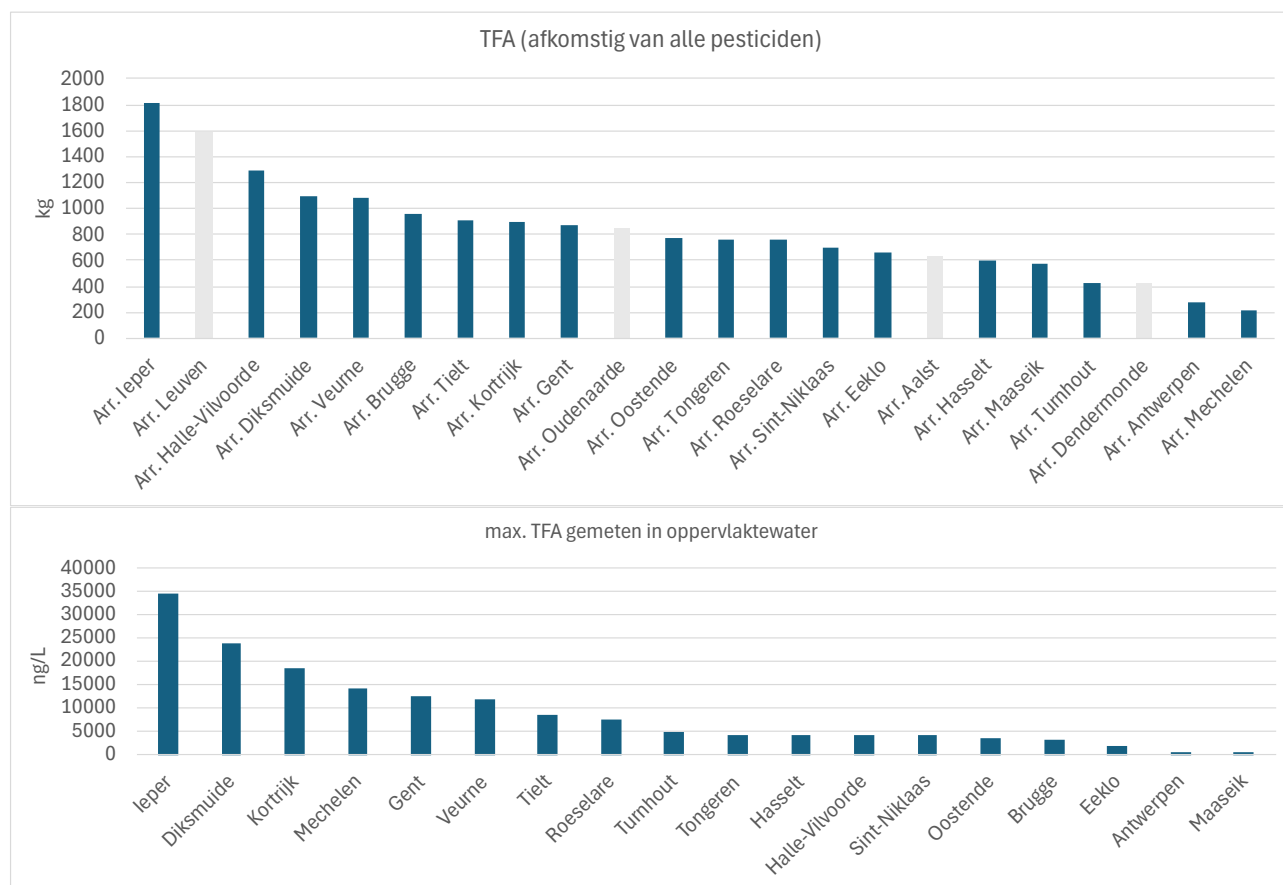


Figuur 24: Geografisch overzicht van de meetpunten voor TFA in grondwater t.o.v. de Europese drinkwaternorm voor individuele pesticiden ($0.1 \mu\text{g/L}$). De maximale pesticidenconcentratie overheen alle gemeten putfilters werd gebruikt. Groen: geen overschrijding, rood: overschrijding. Locaties waar de maximale pesticidenconcentratie $< \text{BG}$ ($= 0.01 \mu\text{g/L}$) werden eveneens aangeduid in het groen aangezien zij ook aan de norm voldoen.

3.3. VERGELIJKING MET JOERSS ET AL. (2024)

Joerss et al. (2024) onderzocht het potentieel voor de vorming van TFA uit PFAS-pesticiden in landbouwtoepassingen in Europa. De resultaten zijn gebaseerd op geschatte hoeveelheden van 152 pesticiden die tussen 2011–2017 in 1.360 Europese NUTS3-regio's werden verkocht, waarvan er 18 pesticiden één of meerdere C-CF₃-groepen bevatten die TFA kunnen vormen (Udias et al., 2023). Er werden twee scenario's berekend, nl. 100% vormingspotentieel van TFA uit de pesticiden (i.e., 1 mol pesticide geeft 1 mol TFA), en 30% vormingspotentieel (i.e., 1 mol pesticide geeft 1/3 mol TFA). Dit vormingspotentieel wordt algemeen bekeken naar verschillende milieucompartmenten en dus niet enkel naar oppervlaktewater.

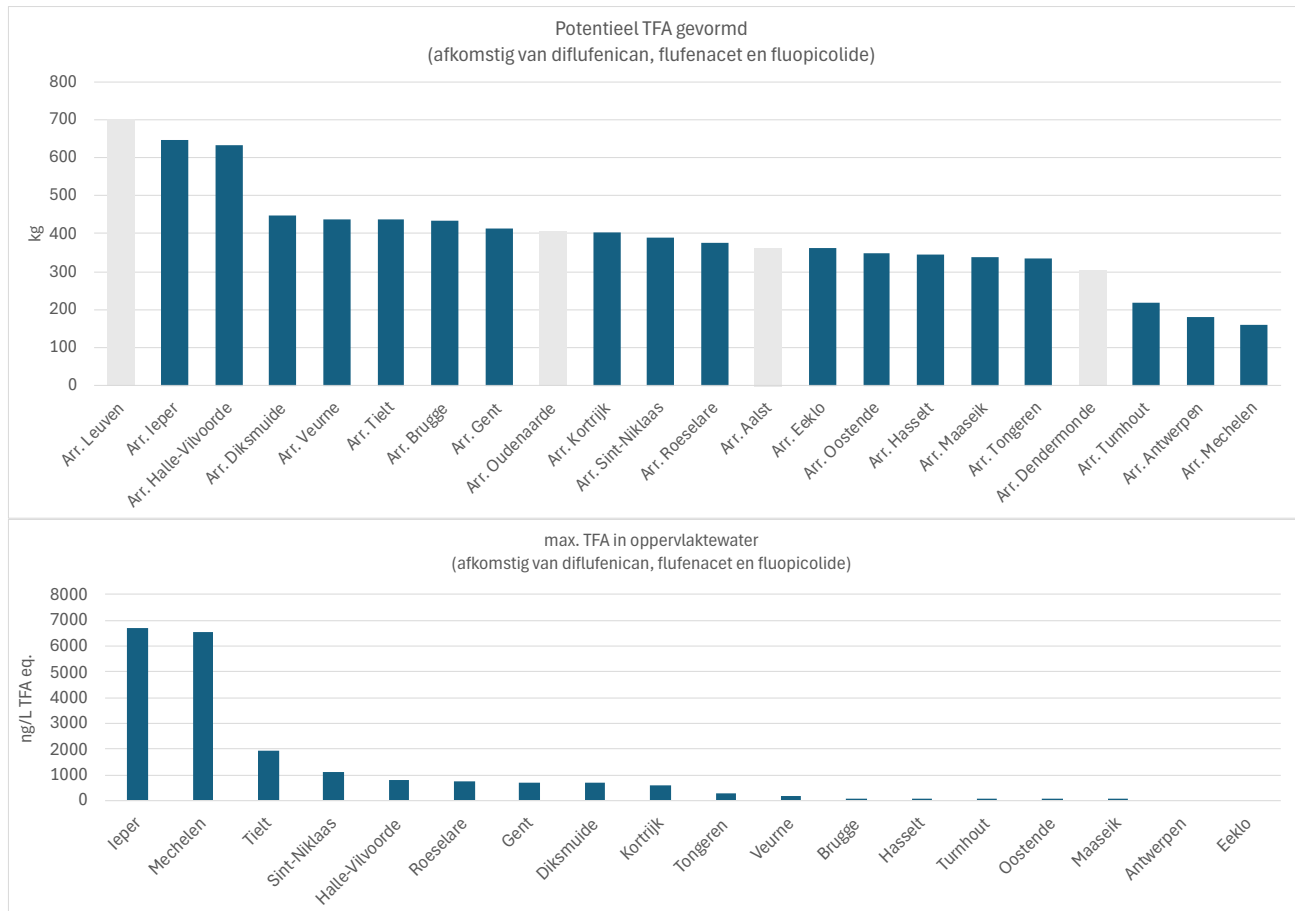
Er werd een kwalitatieve vergelijking uitgevoerd tussen de door Joerss et al. (2024) berekende TFA-lading en de gemeten TFA-concentraties in oppervlaktewater uit de VMM monitoringcampagne. Hierbij werd uitgegaan van een vormingspotentieel van 100% (bij 30% werd een vergelijkbaar patroon waargenomen). Voor deze kwalitatieve vergelijking werd telkens de maximaal gekwantificeerde concentratie per arrondissement gebruikt uit de VMM meetcampagne, aangezien er in sommige arrondissementen meer meetpunten waren dan in andere.



Figuur 25: Boven: Data uit Joerss et al. (2024) voor TFA vormingspotentieel in de Vlaamse arrondissementen, uitgedrukt in kg en uitgaande van een 100% vormingspotentieel van TFA uit de alle 18 pesticiden. Onder: De maximale TFA concentratie in OW (ng/L) in de VMM meetcampagne, getoond per arrondissement. Grijze balken geven arrondissementen weer die niet werden bemonsterd in de VMM campagne.

Joerss et al. (2024) berekenden de potentiële TFA-vorming voor Vlaanderen per arrondissement (in kg) (Figuur 25 boven). Bij 100% vormingspotentieel voor alle 18 PFAS-pesticiden wordt de hoogste TFA-massa

verwacht in het arrondissement Ieper (na Leuven) en de laagste in het arrondissement Mechelen. In de huidige VMM monitoringscampagne werd eveneens in ditzelfde arrondissement de hoogste TFA concentratie in oppervlaktewater vastgesteld (Figuur 25 onder). Opvallend was dat, in tegenstelling tot de berekeningen van Joerss et al. (2024), het arrondissement Mechelen in de huidige studie tot de top 4 van hoogst gemeten TFA concentraties in oppervlaktewater behoorde.



Figuur 26: Boven: Data uit Joerss et al. (2024) voor TFA vormingspotentieel in de Vlaamse arrondissementen, uitgedrukt in kg en uitgaande van een 100% vormingspotentieel van TFA uit diflufenican, flufenacet en fluopicolide. Onder: De maximale TFA concentratie in OW (ng/L) in de VMM meetcampagne, getoond per arrondissement en berekend als TFA-equivalenten uit de molaire concentratie van diflufenican, flufenacet en fluopicolide. Grijs balken geven arrondissementen weer die niet werden bemonsterd in de VMM campagne.

Wanneer enkel de drie PFAS-pesticiden die in beide studies onderzocht werden (diflufenican, flufenacet en fluopicolide) worden meegenomen, verschijnt uit de Joerss et al.–schattingen ongeveer hetzelfde patroon als in Figuur 25 (waarin 18 PFAS-pesticiden werden meegenomen): Ieper (na Leuven) vertoont de hoogste TFA-vorming, terwijl Mechelen de laagste TFA-massa ontvangt (Figuur 26 boven).

De maximaal gemeten concentraties van de drie PFAS-pesticiden gemeten in de huidige VMM studie werden omgezet naar TFA-equivalente concentraties (o.b.v. hun molecuulair gewicht en TFA-vormingspotentieel van

100%)² en vervolgens opgeteld ter vergelijking met Joerss et al. (Figuur 26 onder). Daaruit blijkt opnieuw dat het arrondissement Ieper het hoogste TFA-vormingspotentieel in oppervlaktewater heeft (gebaseerd op de concentraties van deze 3 PFAS-pesticiden). Ook blijkt dat het arrondissement Mechelen opnieuw bovenaan in de lijst staat, wat op een discrepantie duidt met de schattingen van Joerss et al. op basis van de verkoopdata en het landgebruik.

Er werd in meer detail gekeken naar de VMM metingen van oppervlaktewater binnen het arrondissement Mechelen. De Dwersehagenloop (Sint-Katelijne-Waver) was de waterloop in het arrondissement Mechelen met de hoogste concentraties van TFA en fluopicolide in de huidige monitoringscampagne. Het was tevens één van de waterlopen die onderzocht werden op de aanwezigheid van pesticiden tijdens een meetcampagne in 2023 door Pesticide Action Network (PAN) Europe (PAN Europe, 2023). De staalname gebeurde vlak langs een serre (glastuinbouw). Uit die campagne bleek dat fluopicolide en fluopyram in deze waterloop werden gemeten aan concentraties van respectievelijk 12 – 47 µg/L en 15 – 16 µg/L. Deze twee pesticiden kwamen ook in de huidige campagne naar voren met de hoogste concentraties van alle gemeten pesticiden. Specifiek in de Dwersehagenloop werden fluopicolide en fluopyram gemeten aan 1.8 - 5.9 µg/L (n=2) en <0.0075 – 2.6 µg/L (n=2), resp. Samen met Hoogstraten en Roeselare is de regio van Sint-Katelijne-Waver gekend voor glastuinbouw. In de methodologieën van Udias et al. en Joerss et al. wordt serreteelt niet expliciet vermeld als een afzonderlijke categorie van landgebruik. Hierdoor blijft onduidelijk in welke mate serres zijn meegenomen in de inschatting van de TFA-belasting in het arrondissement Mechelen. Uit onderzoek van PAN Europe blijkt echter dat het gebruik van pesticiden in serreteelten eveneens kan leiden tot emissies naar oppervlaktewater, wat erop wijst dat deze bron in verdere analyses nader beschouwd zou kunnen worden.

De waargenomen discrepantie tussen de VMM-metingen en de schattingen van Joerss et al. kan mogelijk samenhangen met verschillen in het beschouwde milieucompartiment. Zo berekenen Joerss et al. het vormingspotentieel van PFAS-pesticiden met betrekking tot het grondwater, terwijl in dit onderzoek de relatie met oppervlaktewater werd onderzocht. De verschillen in ruimtelijke patronen tussen TFA-concentraties in oppervlaktewater (Figuur 3) en grondwater (Figuur 18) — waarbij in het grondwater van het arrondissement Mechelen geen verhoogde concentraties worden waargenomen ten opzichte van andere regio's in Vlaanderen — suggereren dat TFA-concentraties in oppervlaktewater mogelijk geen rechtstreeks representatief beeld geven van de TFA-belasting in het grondwater. Binnen het kader van dit onderzoek werd geen vergelijkbare analyse uitgevoerd op basis van de VMM-grondwaterdataset. Voor een meer directe en onderbouwde vergelijking wordt aanbevolen dit verband in toekomstig onderzoek verder te evalueren.

² Omrekening van PFAS-pesticideconcentratie naar TFA-equivalente concentratie op basis van het molecuulair gewicht en rekening houdend met het aantal potentieel gevormde TFA moleculen (1 of 2), met de aanname dat 100% van de pesticide molecule wordt afgebroken tot TFA.

3.4. ONZEKERHEDEN VAN HET ONDERZOEK

De huidige studie omvat een verkennend onderzoek van de relatie tussen het voorkomen van TFA en PFAS-pesticiden in landelijk gebied. Hoewel er enkele duidelijke conclusies uit dit onderzoek naar voren kunnen worden geschoven, dienen er ook enkele onzekerheden belicht te worden die meegenomen moeten worden bij de interpretatie.

De studie is gebaseerd op metingen gedurende het voorjaar van 2025. Deze monitoringscampagne geeft daarom een momentopname weer in tegenstelling tot een continue monitoring over het volledige jaar. Hierdoor worden mogelijke **seizoensgebonden variaties in TFA- en pesticidenconcentraties** niet opgepikt in de metingen. Factoren zoals weersomstandigheden en atmosferische depositie (droge en natte depositie door binding aan partikels in de atmosfeer) kunnen de concentraties van PFAS in oppervlakte- en grondwater sterk beïnvloeden. Daarnaast kunnen ook landbouwgerelateerde invloeden, zoals het seizoensgebonden gebruik van pesticiden (voorjaar versus najaar), en variaties in rivierafvoer (e.g. verdunningseffecten) bijdragen aan schommelingen in gemeten waarden.

Hoewel 40 locaties waardevolle inzichten kunnen opleveren over de ruimtelijke spreiding van PFAS in landelijke gebieden in Vlaanderen, **blijft de geografische dekking beperkt**. Het aantal meetpunten is onvoldoende om een volledig representatief beeld te vormen van de algemene PFAS-situatie in Vlaanderen en het betreft ook een selectie van landelijke gebieden. De resultaten moeten daarom worden beschouwd als een beeld dat richting geeft, maar geen volledig beeld schetst van de ruimtelijke en temporele dynamiek.

Voor sommige PFAS liggen de detectielimieten nog relatief hoog. Dit bemoeilijkt de interpretatie van lage concentraties en beperkt de vergelijkbaarheid met andere datasets, zoals met eerdere metingen van de VMM, buitenlandse studies of resultaten afkomstig van andere laboratoria. Bovendien vereisen ukPFAS zoals TFA vaak andere extractie- en kwantificatietechnieken dan langere ketenverbindingen. Deze verschillen in analysemethode kunnen leiden tot afwijkingen in detectie-efficiëntie, variaties in kalibratie, en mogelijke matrixeffecten. Hierdoor ontstaan onzekerheden in de nauwkeurigheid en vergelijkbaarheid van de meetresultaten.

Er zijn op dit moment enkel federale gegevens beschikbaar over de **verkoop van bepaalde pesticiden**, maar niet over het **effectief gebruik** ervan. Daarvoor ontbreekt cruciale informatie over **waar, wanneer, en voor welke teelten of toepassingen** deze pesticiden worden ingezet. Dergelijke gebruiksgegevens zijn doorgaans niet publiek beschikbaar, maar blijven in de praktijk bij de individuele gebruiker, waardoor op regionaal niveau mogelijks duidelijkheid ontbreekt over de toepassing van deze stoffen. Zonder inzicht in de periode en de locatie van het pesticidengebruik is het moeilijk duidelijke verbanden te leggen tussen de aanwezigheid van TFA in het milieu en PFAS-pesticiden in landelijke gebieden.

Daarnaast speelt de **wijze van toepassing** ook een mogelijke rol in het potentiële emissiepad naar bodem en grondwater. Sommige pesticiden worden rechtstreeks op het gewas aangebracht, waarbij een deel door het plantmateriaal wordt geabsorbeerd en afgebroken, terwijl een ander deel via afspoeling (*run-off*) of neerslag in nabijgelegen bodem of oppervlaktewater kan terechtkomen. Andere middelen worden op of in de bodem toegepast (bijvoorbeeld bodemherbicides of zaadcoatings), waardoor een fractie onmiddellijk kan infiltreren naar het bodemwater of later kan uitlogen naar het grondwater (afhankelijk van de adsorptiecoëfficiënt).

De mate waarin een PFAS-pesticide of de gevormde afbraakproducten in de waterfase terechtkomen, hangt ook af van **stofeigenschappen** (mobiliteit en sorptiegedrag), **bodemcondities** (kleigehalte, pH, organische stof) en de **timing en manier van toepassing** (rechtstreeks op de plant of bodem). In de huidige data-analyse van de grondwatermonitoring is echter geen rekening gehouden met verschillen in bodemtype, noch met de kwetsbaarheid van de bodem voor uitloging van pesticiden. Processen zoals **sorptie aan bodempartikels** en variaties in **infiltratiesnelheid** kunnen bijdragen tot de verspreiding van PFAS-pesticiden en mogelijke afbraakproducten. De kwantificaties van de PFAS-pesticiden in grondwater zijn vrij laag (Tabel 14). Het blijft daarom voorlopig nog onzeker in welke mate lokale bodemkenmerken een impact hebben op de waargenomen grondwaterconcentraties.

4. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

De resultaten voor oppervlaktewater en grondwater tonen een consistent beeld waarin TFA een dominante en wijdverspreide PFAS is, terwijl PFAS-pesticiden een meer variabel en doorgaans lager kwantificeerbaar aandeel hebben. In het oppervlaktewater wordt TFA van alle ukPFAS veruit het vaakst gedetecteerd. Daarnaast worden ook PFAS-pesticiden relatief frequent gedetecteerd (tot 66% van alle stalen), waarbij fluopyram, het meest wordt gedetecteerd, gevolgd door fluopicolide, diflufenican, flufenacet en fipronil. Dit detectiepatroon lag niet in lijn met de verwachting op basis van de nationale verkoopcijfers, wat de discrepantie tussen verkoop- en gebruikscijfers benadrukt, alsook een mogelijk verschil tussen nationale en Vlaamse cijfers.

Wat de concentraties betreft, domineert TFA in oppervlaktewater duidelijk ten opzichte van andere ukPFAS, met een mediane concentratie van 2320 ng/L. Deze concentraties liggen lager dan tijdens de campagne in het najaar van 2024 (5580 ng/L), wat mogelijks verklaard kan worden door een grotere steekproefgrootte en dus een representatievere spreiding van meetpunten. Binnen de onderzochte locaties werden de Westhoek en de regio Antwerpen/Mechelen gekenmerkt door de hoogste TFA-concentraties. Omdat de meetstrategie gericht was op landelijke gebieden en de meetpunten bijgevolg niet gelijkmatig over Vlaanderen waren verspreid, kan er op basis van deze gegevens echter geen algemene uitspraak gedaan worden over de verspreiding van TFA in het Vlaamse oppervlaktewater. Binnen de PFAS-pesticiden zijn fluopyram en fluopicolide ook qua concentraties dominant. **Bij het onderzoeken van de verbanden tussen PFAS-pesticiden en TFA werd een duidelijke relatie gevonden met fluopicolide,** een fungicide ingezet om schimmelziekten bij gewassen te bestrijden. Voor de andere onderzochte PFAS-pesticiden werd geen verband gevonden. Een verband met bepaalde gewasgroepen werd eveneens opgepikt door de statistische analyse. Echter, om een concreet landgebruik of teelt toe te wijzen aan hogere TFA-concentraties, dient er meer onderzoek te gebeuren en is er meer informatie nodig rond o.m. het specifieke pesticidengebruik per gewas (toepassingsmethode en -periode). Seizoensvariaties in zowel TFA- als pesticidenconcentraties kunnen a.d.h.v. de huidige momentopnames en relatief korte bemonsteringsperiode niet geregistreerd worden. Tegelijk stelt de dataset een belangrijke beperking bloot: omdat TFA zeer mobiel is in water, is het bovendien moeilijk om een gemeten momentopname in oppervlaktewater rechtstreeks te linken aan een specifieke bron; hydrologische omstandigheden zoals variaties in debiet, neerslag en afspoeling kunnen lokale niveaus snel laten verschuiven. Dit benadrukt de nood aan frequentere monitoring over het volledige jaar en aan een meer gedetailleerde contextuele interpretatie op basis van temporeel pesticidengebruik, neerslagintensiteit en erosiegevoeligheid.

De normtoetsing in oppervlaktewater blijkt sterk afhankelijk van de manier waarop waarden onder de aantoonbaarheidsgrens (<AG) worden behandeld. Hetzelfde geldt ook voor het aandeel van TFA in verhouding tot de geselecteerde PFAS-somparameter ($\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq}}$). Verschillende aannames over data <AG leiden tot merkbare verschillen in het aantal en de mate van overschrijdingen, waardoor een transparante en consistente methodologische keuze essentieel is voor de interpretatie. **Bij toepassing van het verwachte toekomstige normenkader in functie van het Kaderrichtlijn Water (4.4 ng PFOA_{eq}/L voor directe blootstelling aan oppervlaktewater) wordt in meer dan de helft van de meetpunten al een overschrijding waargenomen.** Er wordt overal een overschrijding geobserveerd wanneer aan de kritische biotanorm (0.22 ng PFOA_{eq}/L voor indirecte blootstelling via visconsumptie) wordt getoetst.

In het grondwater wordt de dominante rol van TFA eveneens bevestigd. TFA wordt in 98% van de stalen gekwantificeerd, wat wijst op een quasi alomtegenwoordige aanwezigheid in Vlaanderen. De mediane concentratie bedraagt 2,8 µg/L en vertoont een redelijk homogene ruimtelijke spreiding. Dit wijst eerder op een diffuse achtergrondbelasting dan op een beperkt aantal lokale hotspots. Hoewel er minder metingen beschikbaar zijn op grotere diepte (>10 m), wordt TFA ook daar doorgaans teruggevonden wanneer er gemeten werd. Dit versterkt het idee dat TFA door zijn hoge mobiliteit en beperkte retentie niet enkel in ondiepe lagen aanwezig is, maar ook dieper in het grondwatersysteem kan terechtkomen. PFAS-pesticiden worden in grondwater slechts zeer beperkt gekwantificeerd (0–9%). Waar ze wel voorkomen, was fluopicolide het meest prominent, wat inhoudelijk aansluit bij de oppervlaktewaterresultaten. In grondwater werden echter wel slechts vier PFAS-pesticiden onderzocht, waarvan enkel flufenacet en fluopicolide ook in oppervlaktewater werden

gemeten. Omwille van deze lage kwantificatiefrequenties kan er voorlopig geen relatie gelegd worden tussen het voorkomen van TFA en PFAS-pesticiden in grondwater. De hoge concentraties van TFA in het grondwater wijzen er wel op dat de pesticiden mogelijks al afgebroken zijn tot TFA (in bodem of in grondwater) en/of dat hun uitloogcapaciteit naar grondwater niet zo hoog is. Het kan ook niet uitgesloten worden dat er andere TFA-bronnen zijn dan pesticiden in landelijk gebied, zoals bijvoorbeeld atmosferische depositie of diffuse aquatische verontreiniging.

Bij toetsing van de TFA-concentraties aan de bodemsaneringswaarde voor PFAS in grondwater (15.6 µg/L) worden slechts 4 overschrijdingen vastgesteld op 272 locaties, wat aangeeft dat het aantal niet-conforme meetpunten beperkt is onder het huidige beoordelingskader. Tegelijk toont de huidige grondwaterdataset dat wanneer een strengere toetsingswaarde zou worden gekozen dan 2,8 µg/L (P_{50} , de mediaan), meer dan de helft van de locaties in overschrijding zou komen. Dit is het geval voor het verwachte toekomstige normenkader voor metabolieten van pesticiden opgelegd door EFSA (0.1 of 1 µg/L), waar TFA zou toebehoren. Deze vergelijking illustreert dat de risicobeoordeling zeer gevoelig is voor de gehanteerde norm wat onderstreept dat **harmonisatie van normenkaders noodzakelijk is voor een eenduidige interpretatie van de beschermingsstatus van grondwater.**

Deze bevindingen geven een eerste inzicht in de relaties tussen de aanwezigheid van PFAS-pesticiden en TFA in oppervlaktewater en grondwater. Om die relaties beter te onderbouwen is het aanbevolen om campagnes voor oppervlaktewater en grondwater sterker op elkaar af te stemmen, bijvoorbeeld door dezelfde PFAS-pesticiden consequent in beide compartimenten te meten en door harmonisatie van de analytische methodes en bijhorende rapportage van AGs en BGs.

Daarnaast zijn grondwatermodellen nodig die expliciet rekening houden met koppelingen met oppervlaktewater, variaties in grondwaterstanden en weersomstandigheden. Het meten van metabolieten van PFAS-pesticiden (e.g. thiadone voor flufenacet en fluopyram-7-hydroxy voor fluopyram) in grondwater kan helpen om precursorroutes naar TFA beter in kaart te brengen, het gedrag van PFAS-pesticiden in bodem en grondwater beter te begrijpen en een potentiële relatie tussen PFAS-pesticiden en TFA beter te onderbouwen. Tot slot is het essentieel om fysisch-chemische parameters en lokale bodemeigenschappen mee te integreren in de interpretatie van de grondwaterdata, aangezien deze factoren de mobiliteit, verspreiding en persistentie van TFA in het ondergrondse en oppervlaktewatersysteem mede bepalen.

Deze verkennende studie vormt een eerste wetenschappelijke basis voor verder onderzoek naar de aanwezigheid van TFA in het aquatische milieu in Vlaanderen en de mogelijke bronnen ervan. De bevindingen benadrukken de nood aan uitgebreidere metingen en een beter begrip van de processen die bijdragen aan TFA in de verschillende aquatische compartimenten. Deze kennis is essentieel om toekomstige beleidskeuzes rond PFAS-pesticiden en andere bronnen goed te onderbouwen en om, waar nodig, gerichte maatregelen te kunnen ontwikkelen.

5. LITERATUURLIJST

- Arp, H.P.H., Gredelj, A., Glüge, J., Scheringer, M., Cousins, I.T., 2024. The global threat from the irreversible accumulation of trifluoroacetic acid (TFA). ChemRxiv. <https://doi.org/10.26434/chemrxiv-2024-0djqt-v3>
- Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., Verbruggen, E., Bokkers, B., 2021. Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. Environ Toxicol Chem 40, 859–870. <https://doi.org/10.1002/etc.4835>
- Björnsdotter, M.K., Yeung, L.W.Y., Kärrman, A., Jogsten, I.E., 2019. Ultra-Short-Chain Perfluoroalkyl Acids including Trifluoromethane Sulfonic Acid in Water Connected to Known and Suspected Point Sources in Sweden. Environ Sci Technol 53, 11093–11101. <https://doi.org/10.1021/acs.est.9b02211>
- EC (European Commission), 2025. COMMISSION IMPLEMENTING REGULATION (EU) 2025/910 concerning the non-renewal of the approval of the active substance flufenacet, in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council, and amending Commission Implementing Regulations (EU) No 540/2011 and (EU) 2015/408, EFSA Journal. European Commission. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2024.8997>
- EC (European Commission), 2024. PFAS - Draft EQS Dossier on “PFAS total.” <https://doi.org/10.5281/zenodo.7756622>
- EFSA (European Food Safety Authority), 2009. Conclusion on pesticide peer review regarding the risk assessment of the active substance fluopicolide, EFSA Journal. Wiley-Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2009.299r>
- EFSA (European Food Safety Authority), Álvarez, F., Arena, M., Auteri, D., Leite, S.B., Binaglia, M., Castoldi, A.F., Chiusolo, A., Colagiorgi, A., Colas, M., Crivellente, F., De Lentdecker, C., De Magistris, I., Egsmose, M., Fait, G., Ferilli, F., Santonja, G.G., Gouliarmou, V., Halling, K., Nogareda, L.H., Ippolito, A., Istace, F., Jarrah, S., Kardassi, D., Kienzler, A., Lanzoni, A., Lava, R., Leuschner, R., Linguadoca, A., Louisse, J., Lythgo, C., Magrans, O., Mangas, I., Mavriou, G., Mioč, A., Miron, I., Molnar, T., Padovani, L., Padricello, V., Panzarea, M., Parra Morte, J.M., Rizzuto, S., Romac, A., Rortais, A., Santos, M., Serafimova, R., Sharp, R., Szentes, C., Terron, A., Theobald, A., Tiramani, M., Vianello, G., Villamar-Bouza, L., 2024. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance flufenacet, EFSA Journal. John Wiley and Sons Inc. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2024.8997>
- Freeling, F., Björnsdotter, M.K., 2023. Assessing the environmental occurrence of the anthropogenic contaminant trifluoroacetic acid (TFA). Curr Opin Green Sustain Chem 41, 100807. <https://doi.org/10.1016/J.COGSC.2023.100807>
- Fytoweb, 2025. <https://fytoeweb.be/nl> [WWW Document].
- General Secretariat of the Council, 2025. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy - Analysis of the final compromise text with a view to agreement. Council of the European Union, Brussels.
- Joerss, H., Freeling, F., van Leeuwen, S., Hollender, J., Liu, X., Nödler, K., Wang, Z., Yu, B., Zahn, D., Sigmund, G., 2024. Pesticides can be a substantial source of trifluoroacetate (TFA) to water resources. Environ Int 193. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2024.109061>
- OECD, 2021. Reconciling Terminology of the Universe of Per- and Polyfluoroalkyl Substances: Recommendations and Practical Guidance. OECD Series on Risk Management, No. 61.

- PubChem, 2025. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/> [WWW Document]. National Library of Medicine.
- Rouchaud, J., Neus, O., Cools, K., Bulcke, R., 1999. Flufenacet Soil Persistence and Mobility in Corn and Wheat Crops, *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*
- Scheurer, M., Nödler, K., Freeling, F., Janda, J., Happel, O., Riegel, M., Müller, U., Storck, F.R., Fleig, M., Lange, F.T., Brunsch, A., Brauch, H.-J., 2017. Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply. *Water Res* 126, 460–471. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>
- Solomon, K.R., Velders, G.J.M., Wilson, S.R., Madronich, S., Longstreth, J., Aucamp, P.J., Bornman, J.F., 2016. Sources, fates, toxicity, and risks of trifluoroacetic acid and its salts: Relevance to substances regulated under the Montreal and Kyoto Protocols. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev.* <https://doi.org/10.1080/10937404.2016.1175981>
- Udias, A., Galimberti, F., Dorati, C., Pistocchi, A., 2023. Emissions of pesticides in the European Union: a new regional-level dataset. *Sci Data* 10, 1–14. <https://doi.org/10.1038/s41597-023-02753-4>
- Vergucht, S., Claeys, S., Harcz, P., Piñeros, J., Delouvroy, O., Steurbaut, W., Pussemier, L., 2006. Belgian Pesticide Risk and Use Indicators Methodology.
- Wang, Z., Buser, A.M., Cousins, I.T., Demattio, S., Drost, W., Johansson, O., Ohno, K., Patlewicz, G., Richard, A.M., Walker, G.W., White, G.S., Leinälä, E., 2021. A New OECD Definition for Per- And Polyfluoroalkyl Substances. *Environ Sci Technol* 55, 15575–15578. <https://doi.org/https://doi.org/10.1021/acs.est.1c06896>

6. ANNEX

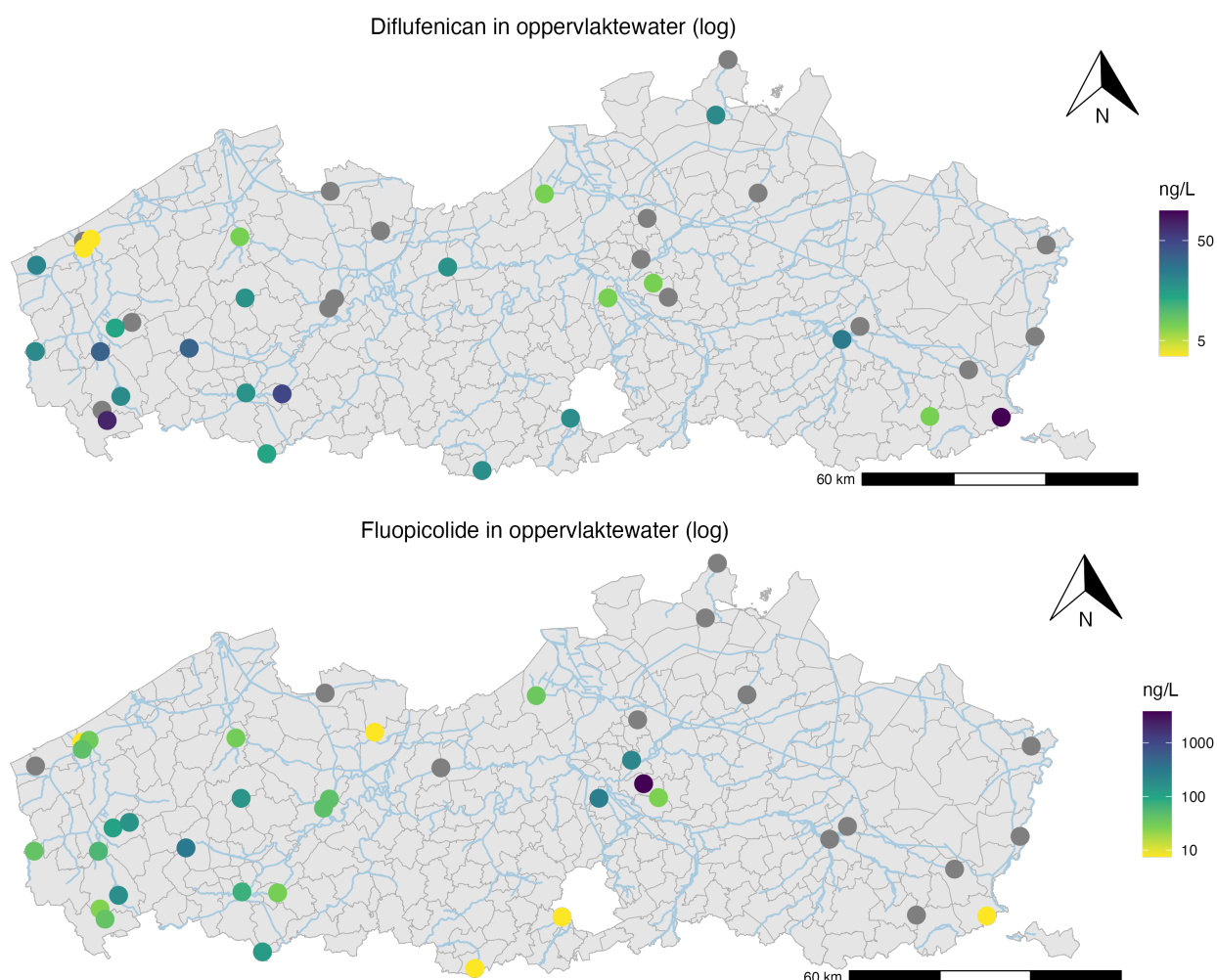
Tabel A 1: Aantal metingen van iedere PFAS-pesticide en TFA in OW per meetpunt.

Meetpunt	Waterloop	Bekken	TFA	Diflucan	Flucet	Fluopic	Fluopyr	Triflur
OW125190	Abeek	Maas	3	3	3	3	3	
OW139980	Ziepbeek	Maas	3	4	4	4	4	3
OW146300	Zouw	Maas	3	3	3	3	3	
OW190220	Diepe Beek	Benedenschelde	3	3	3	3	3	
OW191050	Noordzuid Verbinding	Benedenschelde	3	4	4	4	4	3
OW23000	Eeklose Watergang	Brugse Polders	3	3	3	3	3	
OW263080	Dwersehagenloop	Nete	1	2	2	2	2	
OW267650	Roetaardloop	Nete	3	3	3	3	3	
OW289400	De Aa	Nete	3	3	3	3	3	
OW356130	Grote Heide loop	Dijle en Zenne	1	1	1	1	1	
OW365000	Zuunbeek	Dijle en Zenne	3	3	3	3	3	
OW376240	Waversebeek	Dijle en Zenne	2	2	2	2	2	
OW446000	Herk	Demer	2	2	1	1	1	
OW451550	Marmolbeek	Demer	3	3	3	3	3	
OW453000	Mangelbeek	Demer	3	3	3	3	3	
OW461000	Munsterbeek	Demer	3	4	4	4	4	3
OW497050	Lede	Onbekend	2	2	2	2	2	
OW536000	Mark	Dender	3	3	3	3	3	
OW624500	Collievijverbeek	Leie	3	11	5	5	5	3
OW631500	Kasselrijbeek	Leie	2	2	2	2	2	
OW650000	Heulebeek	Leie	3	5	5	5	5	3
OW676000	Grote Beverdijkvaart	IJzer	3	2	2	2	2	
OW685000	Langeleed	IJzer	3	3	3	3	3	3
OW690900	Vladislovaart	IJzer	3	4	4	4	4	4
OW694000	Ieperleed	IJzer	4	3	3	3	3	3
OW72000	Mark	Maas	4	6	6	6	6	5
OW745000	Grote Spiere	Bovenschede	3	3	3	3	3	
OW751000	Poekebeek	Gentse Kanalen	3	3	3	3	3	3
OW768530	Kleine Reigersbeek	Onbekend	3	3	3	3	3	
OW790000	Burggravenstroom	Gentse Kanalen	3	3	3	3	3	
OW79650	Raamloop	Maas	3	3	3	3	3	
OW900000	Rivierbeek	Brugse Polders	3	3	3	3	3	
OW905500	Versanebeek	Brugse Polders	4	4	4	4	4	3
OW916000	Ijzer	IJzer	3	6	6	6	6	5
OW937036	Zwartegatbeek	IJzer	3	3	3	3	3	
OW938100	Stenensluisvaart	IJzer	3	4	4	4	4	4
OW948010	Ieperlee	IJzer	3	5	5	5	5	4
OW949060	Haringsbeek	IJzer	3	4	4	4	4	4
OW952000	Kasteelbeek	IJzer	3	5	5	5	5	4
OW970000	Kemmelbeek	IJzer	3	8	4	4	4	4

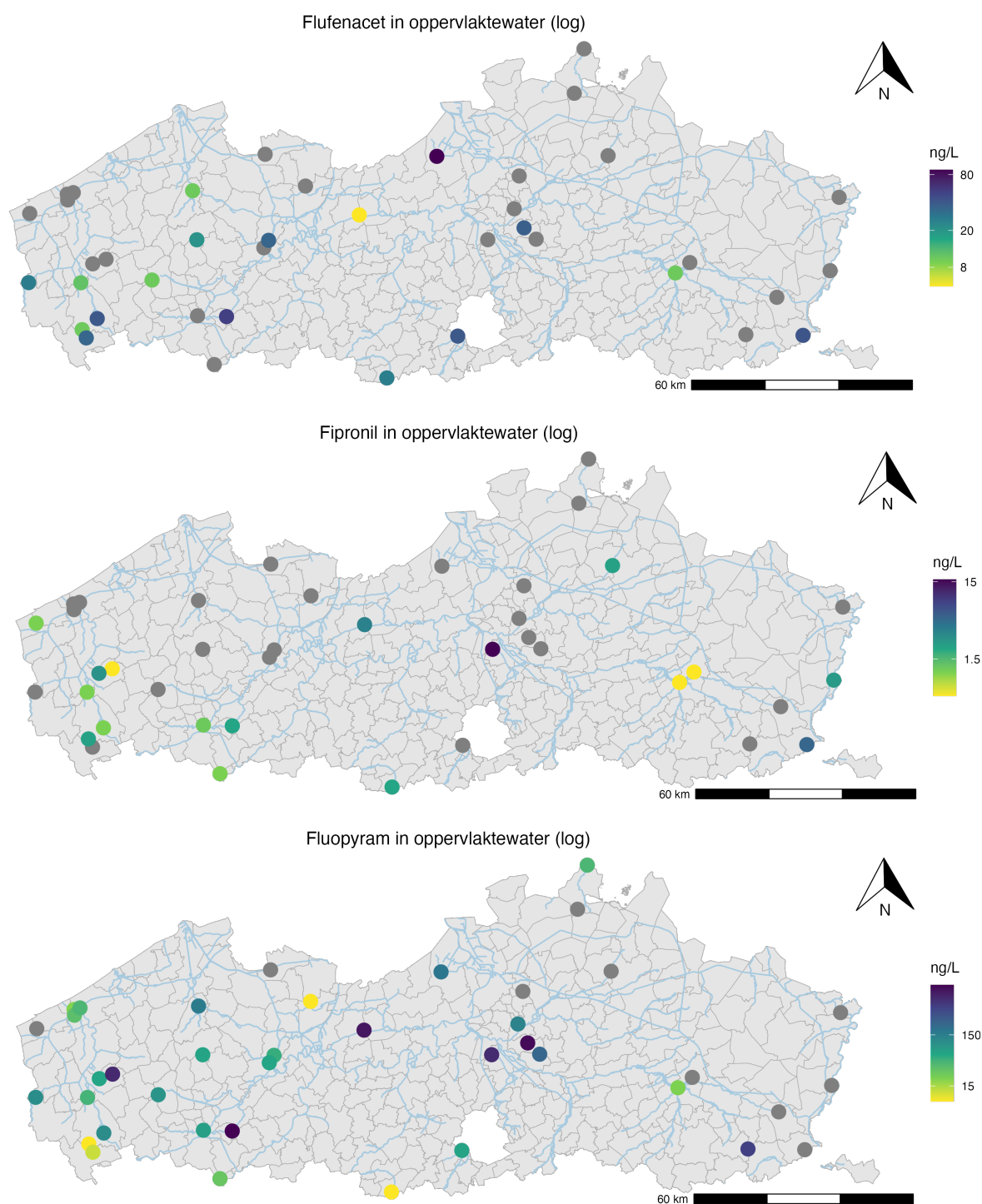
Tabel A 2: Relatieve Potentiefactor van PFAS componenten voor berekening van de som van 25 PFAS (in PFOA-equivalenten).

PFAS	Relatieve Potentiefactor (RPF)
PFBS	0.001
PFPeS	0.3005
PFHxS	0.6
PFHpS	1.3
PFOS	2
PFDS	2
PFBA	0.05
PFPeA	0.03
PFHxA	0.01
PFHpA	0.505
PFOA	1
PFNA	10
PFDA	7
PFUnDA	4
PFDoDA	3
PFTTrDA	1.65
PFTeDA	0.3
PFHxDA	0.02
PFODA	0.02
HFPO-DA	0.06
ADONA	0.03
6:2 FTOH ¹	0.02
8:2 FTOH ¹	0.04
C ₆ O ₄ ¹	0.06
TFA	0.002

¹: niet gemeten door de VMM in oppervlaktewater



Figuur A 1: Geografische weergave van de mediane concentraties van diflufenican en fluopicolide in OW per meetpunt. Concentraties werden geplot op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken. Grijs symbolen vertegenwoordigen locaties waar de mediane concentratie gelijk is aan nul, wat wil zeggen dat in minstens de helft van de metingen deze stof niet gedetecteerd werd (<AG).



Figuur A 2: Geografische weergave van de mediane concentraties van flufenacet, fipronil en fluopyram in OW per meetpunt. Concentraties werden geplot op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken. Grijs symbolen vertegenwoordigen locaties waar de mediane concentratie gelijk is aan nul, wat wil zeggen dat in minstens de helft van de metingen deze stof niet gedetecteerd werd (<AG).

Tabel A 3: Overzicht van de gemiddelde $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq.}}$ en TFA concentratie (ng/L) per meetpunt, voor de verschillende scenarios.

Meetpunt	Waterloop	Bekken	Best-case		Reasonable worst-case		n metingen
			$\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq.}}$	TFA	$\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq.}}$	TFA	
OW745000	Grote Spiere	Bovenscheldebekken	68.0	8.4	108.6	8.4	3
OW949060	Haringsbeek	IJzerbekken	20.5	20.4	71.3	20.4	3
OW191050	Noordzuid Verbinding	Benedenscheldebekken	23.4	7.2	70.5	7.2	3
OW624500	Collevijverbeek	Leiebekken	16.4	15.9	63.2	11.6	3
OW948010	Ieperlee	IJzerbekken	12.3	11.6	62.9	12.0	3
OW952000	Kasteelbeek	IJzerbekken	12.1	12.0	62.1	11.2	3
OW937036	Zwartegatbeek	IJzerbekken	11.2	11.2	64.6	15.9	3
OW650000	Heulebeek	Leiebekken	12.8	6.7	58.8	7.7	3
OW356130	Grote Heideloop	Dijle- en Zennebekken	11.3	14.9	60.4	6.7	1
OW970000	Kemmelbeek	IJzerbekken	10.9	10.7	59.5	14.9	4
OW905500	Versanebeek	Bekken van de Brugse Polders	10.8	10.6	58.5	9.2	4
OW631500	Kasselrijbeek	Leiebekken	10.8	9.8	59.1	10.7	2
OW676000	Grote Beverdijkvaart	IJzerbekken	7.9	7.7	59.0	10.6	3
OW938100	Stenensluisvaart	IJzerbekken	9.3	9.2	58.8	9.8	3
OW79650	Raamloop	Maasbekken	9.4	4.8	54.9	3.6	3
OW790000	Burggravenstroom	Bekken van de Gentse Kanalen	4.1	3.6	53.7	2.6	3
OW694000	Ieperleed	IJzerbekken	6.3	6.1	56.7	4.8	3
OW751000	Poekebeek	Bekken van de Gentse Kanalen	6.4	5.4	54.5	6.1	3
OW690900	Vladslovaart	IJzerbekken	6.4	3.0	54.3	5.4	3
OW263080	Dwersehagenloop	Netebekken	6.2	9.7	54.1	9.7	2
OW461000	Munsterbeek	Demerbekken	5.9	4.7	51.9	1.3	3
OW497050	Lede	Onbekend	2.9	2.6	54.3	3.0	2
OW267650	Roetaardloop	Netebekken	5.4	5.2	54.1	4.7	3

Meetpunt	Waterloop	Bekken	Best-case		Reasonable worst-case		n metingen
			$\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq.}}$	TFA	$\sum_{25} \text{PFOA}_{\text{eq.}}$	TFA	
OW900000	Rivierbeek	Bekken van de Brugse Polders	5.3	5.2	53.6	5.2	3
OW768530	Kleine Reigersbeek	Onbekend	5.3	3.9	53.5	5.2	3
OW376240	Waversebeek	Dijle- en Zennebekken	5.1	2.9	53.5	3.9	2
OW916000	Ijzer	IJzerbekken	4.3	8.5	52.7	8.5	6
OW365000	Zuunbeek	Dijle- en Zennebekken	4.0	3.9	53.1	2.9	3
OW536000	Mark	Denderbekken	1.5	1.3	52.2	3.9	3
OW72000	Mark	Maasbekken	3.7	2.3	51.1	2.4	6
OW685000	Langeleed	IJzerbekken	3.3	3.2	51.7	2.3	3
OW451550	Marmolbeek	Demerbekken	3.1	2.7	51.5	3.2	3
OW23000	Eeklose Watergang	Bekken van de Brugse Polders	2.4	2.4	51.2	2.7	3
OW190220	Diepe Beek	Benedenscheldebekken	2.1	0.9	50.2	0.9	3
OW146300	Zouw	Maasbekken	1.8	1.7	50.0	1.7	3
OW125190	Abeek	Maasbekken	1.3	0.9	49.2	0.9	3
OW289400	De Aa	Netebekken	1.1	0.9	49.5	0.9	3
OW453000	Mangelbeek	Demerbekken	2.6	2.3	47.7	2.4	3
OW446000	Herk	Demerbekken	2.6	2.6	46.0	2.6	2
OW139980	Ziepbeek	Maasbekken	1.0	0.9	44.6	0.9	3

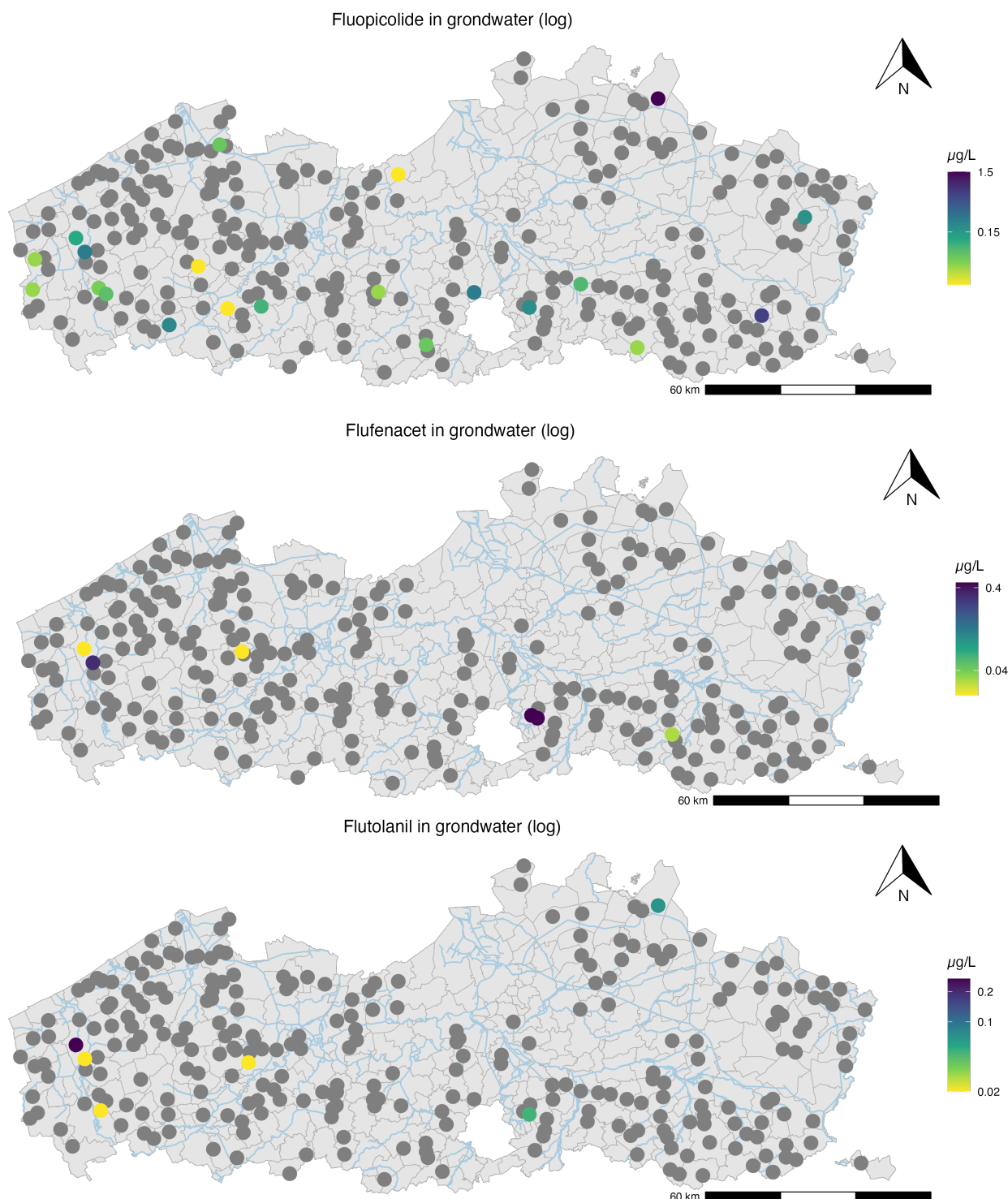
Tabel A 4. Overzicht van het minimum en maximum aandeel TFA van de $\sum_{25}\text{PFOA}_{\text{eq}}$ per meetpunt volgens het *best-case* scenario en het *reasonable worst-case* scenario.

Meetpunt	Waterloop	Bekken	Best-case			Reasonable worst-case			n metingen
			Min. aandeel TFA (%)	Max. aandeel TFA (%)	Vershil in aandeel (%)	Min. aandeel TFA (%)	Max. aandeel TFA (%)	Vershil in aandeel (%)	
OW453000	Mangelbeek	Demerbekken	0.0	94.2	94.2	0.9	13.1	12.1	3
OW365000	Zuunbeek	Dijle- en Zennebekken	32.4	97.1	64.7	4.8	6.8	2.0	3
OW497050	Lede	Onbekend	38.4	89.3	50.9	3.8	7.0	3.2	3
OW685000	Langeleed	IJzerbekken	48.2	95.7	47.5	1.9	6.7	4.8	6
OW289400	De Aa	Netebekken	62.3	100.0	37.7	1.9	1.9	0.0	3
OW72000	Mark	Maasbekken	48.0	81.2	33.2	1.8	8.1	6.3	3
OW690900	Vladslovaart	IJzerbekken	63.5	96.4	32.9	4.9	15.9	11.0	2
OW694000	Ieperleed	IJzerbekken	43.8	70.9	27.1	6.5	11.9	5.4	3
OW191050	Noordzuid Verbinding	Benedenscheldebekken	24.1	47.3	23.2	8.9	12.9	4.0	3
OW790000	Burggravenstroom	Bekken van de Gentse Kanalen	73.7	94.4	20.6	1.9	7.8	5.9	3
OW461000	Munsterbeek	Demerbekken	80.1	100.0	19.9	1.7	4.0	2.4	3
OW624500	Collevijverbeek	Leiebekken	84.2	100.0	15.8	14.9	21.3	6.4	3
OW938100	Stenensluisvaart	IJzerbekken	85.3	95.8	10.5	13.4	20.2	6.8	2
OW267650	Roetaardloop	Netebekken	72.6	82.7	10.2	4.4	11.0	6.6	3
OW190220	Diepe Beek	Benedenscheldebekken	39.2	49.3	10.1	1.8	1.9	0.0	3
OW125190	Abeek	Maasbekken	79.8	89.8	10.0	1.9	1.9	0.0	3
OW376240	Waversebeek	Dijle- en Zennebekken	67.9	76.9	9.0	4.1	10.3	6.1	3
OW650000	Heulebeek	Leiebekken	91.6	100.0	8.4	8.1	18.1	10.0	4
OW745000	Grote Spiere	Bovenschedebekken	9.1	16.4	7.2	6.2	10.3	4.1	3

Meetpunt	Waterloop	Bekken	Best-case			Reasonable worst-case			n metingen
			Min. aandeel TFA (%)	Max. aandeel TFA (%)	Vershil in aandeel (%)	Min. aandeel TFA (%)	Max. aandeel TFA (%)	Vershil in aandeel (%)	
OW146300	Zouw	Maasbekken	95.0	100.0	5.0	1.9	4.6	2.7	3
OW139980	Ziepbeek	Maasbekken	89.4	93.9	4.5	1.9	2.6	0.7	2
OW937036	Zwartegatbeek	IJzerbekken	95.6	100.0	4.4	22.1	27.7	5.6	3
OW536000	Mark	Denderbekken	95.9	100.0	4.1	6.5	9.3	2.7	3
OW751000	Poekebeek	Bekken van de Gentse Kanalen	93.9	98.0	4.1	8.8	14.8	6.0	4
OW905500	Versanebeek	Bekken van de Brugse Polders	96.1	100.0	3.9	9.9	24.6	14.7	3
OW451550	Marmolbeek	Demerbekken	96.7	100.0	3.3	6.0	6.6	0.6	3
OW79650	Raamloop	Maasbekken	86.3	89.5	3.2	5.7	7.8	2.0	3
OW916000	Ijzer	IJzerbekken	97.5	100.0	2.5	11.1	17.0	6.0	3
OW948010	Ieperlee	IJzerbekken	97.8	100.0	2.2	18.3	20.1	1.8	6
OW970000	Kemmelbeek	IJzerbekken	97.9	100.0	2.1	21.7	25.8	4.2	3
OW631500	Kasselrijbeek	Leiebekken	97.1	99.0	1.9	14.1	21.7	7.6	3
OW23000	Eeklose Watergang	Bekken van de Brugse Polders	88.4	90.3	1.8	4.1	7.7	3.6	3
OW676000	Grote Beverdijkvaart	IJzerbekken	97.5	99.1	1.6	17.1	18.6	1.5	3
OW900000	Rivierbeek	Bekken van de Brugse Polders	94.0	95.4	1.5	8.1	12.0	4.0	3
OW952000	Kasteelbeek	IJzerbekken	98.6	100.0	1.4	12.9	24.4	11.5	3
OW949060	Haringsbeek	IJzerbekken	98.6	100.0	1.4	26.3	31.8	5.6	2
OW768530	Kleine Reigersbeek	Onbekend	97.2	98.6	1.3	7.2	13.4	6.2	3
OW446000	Herk	Demerbekken	99.9	100.0	0.1	5.3	6.0	0.7	3
OW263080	Dwersehagenloop	Netebekken	81.9	81.9	0.0	16.3	16.3	0.0	2
OW356130	Grote Heideloop	Dijle- en Zennebekken	52.1	52.1	0.0	11.1	11.1	0.0	1

Tabel A 4: Loadings van de verschillende landgebruiken volgens principale component 1 - 4, na PCA-analyse van de dataset met enkel landgebruik. Een *loading* van 1 geeft een perfect positieve correlatie aan tussen het landgebruik en PC, een *loading* van -1 een perfect negatieve correlatie.

Landgebruik	PC1	PC2	PC3	PC4
Aardappelen	0.12	0.47	-0.18	-0.32
Granen, zaden en peulvruchten	0.51	-0.17	-0.21	0.06
Fruit en noten	-0.09	-0.20	-0.29	-0.44
Grasland	0.25	0.18	0.28	-0.30
Groenten, kruiden en sierplanten	0.00	0.46	-0.25	0.02
Houtachtige gewassen	-0.16	-0.19	0.53	-0.11
Suikerbieten	0.50	-0.07	-0.20	-0.02
Maïs	0.13	0.42	0.24	-0.41
Andere	-0.16	-0.26	-0.25	-0.46
Overige gewassen	-0.12	-0.31	-0.19	-0.39
Voedergewassen	0.29	-0.19	0.47	-0.25
Vlas en hennep	0.48	-0.22	-0.02	0.09



Figuur A 3: Geografische weergave van de maximaal gekwantificeerde concentratie overheen putfilters van fluopicolide, flufenacet en flutolanil in GW per meetpunt. Concentraties werden geplotted op log-schaal, de legende werd terug getransformeerd om de interpretatie te vergemakkelijken. Grijsymbolen vertegenwoordigen locaties waar de PFAS-pesticiden niet gekwantificeerd werd ($<0.01 \mu\text{g/L}$).