

Juni 2024



## BELEIDSINFORMERENDE NOTA

# De aanwezigheid en impact van PFAS in een marien milieu – de Belgische kustzone en het Schelde-estuarium als case study

# VLAAMS INSTITUUT VOOR DE ZEE

## Beleidsinformerende Nota

### NOTA VOOROP

Het Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ) kan op vraag van haar doelgroepen, alsook op eigen initiatief kostenvrij en gericht beleidsrelevante informatie verschaffen. Deze informatie wordt ter beschikking gesteld onder de vorm van beleidsinformerende nota's (BIN).

De inhoud van de beleidsinformerende nota's is gestoeld op de actuele wetenschappelijke inzichten en objectieve informatie, data en gegevens. Het VLIZ steunt hierbij zoveel als mogelijk op de expertise van kust- en zeewetenschappers in het netwerk van mariene onderzoeksgroepen in Vlaanderen/België, en het internationale netwerk.

De beleidsinformerende nota's zijn een reflectie van het neutrale en ongebonden karakter van het VLIZ, en streven naar een maximale vertaling van de basisprincipes van duurzaamheid en een ecosysteemgerichte benadering zoals die onderschreven wordt in het Europese geïntegreerd maritiem beleid en kustzonebeheer.

Meer informatie over de kerntaken, uitgangspunten en randvoorwaarden van het VLIZ: <https://www.vliz.be/nl/wie-we-zijn/over-vliz/missie-visie>

Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ), Jacobsenstraat 1, B-8400 Oostende ([www.vliz.be](http://www.vliz.be))

## Details

**Titel:** De aanwezigheid en impact van PFAS in een marien milieu: de Belgische kustzone en het Schelde-estuarium als case study

**Datum:** 5 juni 2024

**ISSN nummer:** 2295-7464

**DOI:** <https://dx.doi.org/10.48470/72>

**Auteurs:** Steven Dauwe<sup>1</sup>, Lisa Devriese<sup>1</sup>, Thomas Verleye<sup>1</sup>, Hans Pirlet<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ)

### Expertenpanel:

Colin Janssen: Universiteit Gent

Koen Parmentier: Instituut voor Natuurwetenschappen

Lies Teunen: Instituut voor Natuur en Bos (INBO)

Bavo De Witte: Instituut voor Landbouw-, Visserij- en Voedingsonderzoek (ILVO)

Maarten De Rijcke: Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ)

Thomas Maes: GRID-Arendal

Hannelore Maelfait: provincie West-Vlaanderen

**Citatie:** Dauwe, S.; Devriese, L.; Verleye, T.J.; Pirlet, H. (2024). De aanwezigheid en impact van PFAS in een marien milieu – de Belgische kustzone en het Schelde-estuarium als case study. VLIZ Beleidsinformerende Nota's, 2024\_01. Vlaams Instituut voor de Zee: Oostende. 43pp.

**Contact:** [steven.dauwe@vliz.be](mailto:steven.dauwe@vliz.be), [lisa.devriese@vliz.be](mailto:lisa.devriese@vliz.be)

**Met dank aan:** VLIZ bibliotheek, afdeling Beleid en Innovatie VLIZ, het HEurope 'Source to Seas – Zero Pollution 2030' - project (SOS-ZEROPOL2030-project).

**Cover:** © Shutterstock – Rudmer Zwerver

# Leeswijzer

Vandaag de dag steunen wij op de zeeën en oceaan voor het leveren van tal van onmisbare ecosysteemdiensten. Zo zijn mariene ecosystemen onmisbaar in onze voedselvoorziening, wordt de zee gezien als een bron van gezondheid en is ze voor velen de uitverkoren plek om te wonen of op vakantie te gaan. Maar deze ecosysteemdiensten staan onder druk. Naast de universele bedreiging van de klimaatopwarming staat ook vervuiling centraal. Toenemend wetenschappelijk bewijs wijst in de richting van een wijdverspreide contaminatie van mariene ecosystemen door per- en polyfluoralkylstoffen (PFAS) met een potentieel toxische impact op mariene biota en de volksgezondheid. Daarom is het vandaag meer dan opportuun om de huidige kennis over PFAS in een mariene context te overschouwen en de kennishiaten trachten aan te raken.

Onderhavige nota biedt een eerste verkenning en synthese van de meest actuele en best beschikbare kennis omtrent de aanwezigheid en de impact van PFAS in een marien milieu. De nota tracht deze kennis zo veel mogelijk te toetsen aan de situatie in de Belgische kustzone (incl. Belgisch deel van de Noordzee) en beroept zich in de mate van het mogelijke op wetenschappelijke bronnen met een regionale relevantie – in belangrijke mate gestoeld op de situatie in Nederland.

De Belgische kustzone is vanuit het perspectief van de PFAS-problematiek een erg relevante case study. De regio is immers dichtbevolkt en herbergt belangrijke economische clusters, zoals zeehavens en een internationale luchthaven en kent d.m.v. de nabijheid van het Schelde-estuarium een sterke connectie met het binnenland. Daarnaast is de regio de belangrijkste toeristische bestemming van België met jaarlijks bijna 20 miljoen dagtoeristen (Dauwe et al. 2019, Dauwe et al. 2022).

Deze nota is opgesteld op vraag van de provincie West-Vlaanderen en wordt ondersteund door het HEurope SOS-ZEROPOL 2030-project (2022-2026).

# Inhoud

Leeswijzer .....	4
Conclusies en aanbevelingen .....	7
1. Inleiding .....	12
2. Beleid en regelgeving .....	14
2.1 De Europese context .....	14
2.1.1 Europese regelgeving in een aquatische context.....	15
2.2 Federale bevoegdheden .....	16
2.3 De Vlaamse context .....	16
3. De verspreiding en effecten van PFAS .....	17
3.1 Aanwezigheid in Europa en Vlaanderen .....	17
3.1.1 Aanwezigheid in de kust- en hinterlandgemeenten.....	19
3.2. Impact op de volksgezondheid? .....	20
5. PFAS in een aquatisch milieu .....	21
5.1 Aanwezigheid .....	21
5.2 Impact.....	22
6. De Schelde .....	22
6.1 Aanwezigheid.....	22
6.2 Impact .....	23
7. Zeewater en biota .....	24
7.1 Aanwezigheid .....	24
7.1.1 de Noordzee .....	25
7.2 Impact.....	25
7.2.1 De Noordzee .....	26
8. Sediment en strand .....	27
8.1 Aanwezigheid.....	27
8.1.1. De Noordzee.....	28
8.2 Impact .....	28
9. Zeespray aerosolen .....	29
9.1 Aanwezigheid.....	29
9.1.1 De Noordzee.....	30
9.2 Impact .....	31
10. Zeeschuim .....	31

10.1 Aanwezigheid .....	31
10.1.1 De Noordzee.....	32
10.2 Impact.....	32
11. Mitigatie van PFAS .....	33
12. Referenties .....	34
13. Bijlage.....	43
13.1 Microplastics als vector voor PFAS in het marien milieu.....	43

# Conclusies en aanbevelingen

De hieronder gepresenteerde conclusies en aanbevelingen vormen een wetenschappelijk onderbouwde weerspiegeling van de belangrijkste inzichten uit dit document, bekrachtigd en aangevuld met de expert opinion van het ad-hoc samengesteld expertenpanel van dit rapport. Alle uitspraken m.b.t. risicobeoordeling zijn gebaseerd op bestaande publicaties die steeds duidelijk geciteerd worden. Het betreft in geen geval een interpretatie door de auteurs van voorliggende nota.

## Algemene conclusie

Op basis van een screening van wetenschappelijke studies en databanken is met zekerheid vastgesteld dat PFAS (per- en polyfluoralkylstoffen) wijdverspreid aanwezig zijn in de Belgische kustzone. PFAS zijn gedetecteerd in het zeewater, levende organismen, het strand, zeeschuim en de omgevingslucht (zeespray-aerosolen). Enkele van deze milieucompartmenten gaven duidelijk tekenen van een aanrijking met PFAS, met in de eerste plaats het zeeschuim waarbij de grenswaarde in bepaalde gevallen sterk overschreden werd.

## Situatie- en omgevings specifieke risico-analyse

Tenzij anders vermeld, baseert onderstaande omgevings specifieke risico-analyse zich steeds op de aangenomen Europese PFAS-grenswaarden voor het milieu (Kaderrichtlijn Water (KRW)) of de volksgezondheid (EFSA-norm). Indien er in onderstaande tabellen geen grenswaarde gepresenteerd wordt (NA), betekent dit dat er voor desbetreffende PFAS-verbinding(en) in dat specifieke milieucompartment geen grenswaarde voorhanden is.

### Is het veilig om te spelen en graven op het strand?

Onderzocht door	Locatie	Max. concentratie	Grenswaarde*	Aantal stalen**	Referentiepaper
VITO	Knokke – strand	0.41 µg/kg PFAS <sub>EFSA</sub>	NA	4	De Brouwere et al. 2023
	Knokke – strand	1,0 µg/kg PFAS <sub>totaal</sub>	NA		
	Knokke – strand	0.41 µg/kg PFOS	100 µg/kg		
VITO	Knokke – duin	3,7 µg/kg PFAS <sub>EFSA</sub>	NA	1	De Brouwere et al. 2023
	Knokke – duin	9,8 µg/kg PFAS <sub>totaal</sub>	NA		
	Knokke – duin	1,3 µg/kg PFOS	100 µg/kg		

\*Grenswaarde die aangeeft of er aldanniet moet overgegaan worden tot bodemsanering. De gehanteerde grenswaarde is deze voor recreatiegebied, deze voor natuurgebied bedraagt 3,8 µg/kgPFOS. Voor de berekening van deze grenswaarde zie (Touchant et al. 2022). Een gezondheidskundige evaluatie van het gecontamineerde zand op basis van de EFSA-norm<sup>1</sup> (maximaal dagelijkse inname van 0,63 ng/kg) behoorde niet tot de scope van dit onderzoek.

\*\*1 staal = een mengstaal van drie staalnames langsheen een transect.

<sup>1</sup> De EFSA-norm gaat uit van een chronische blootstelling aan vier PFAS-verbindingen (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS).

Momenteel weten we nog niet veel over de aanwezigheid en verspreiding van PFAS in het strandzand van de Belgische kust. Stranden kunnen echter gevoelig zijn voor PFAS-aanrijking dankzij het neerslaan van PFAS in zeespray aerosolen of de aanwezigheid van met PFAS gecontamineerd zeeschuim. Op basis van de Belgische observaties wordt het risico door direct contact met PFAS-gecontamineerd zand of sediment als bijzonder klein beschouwd. Dit vanwege het zeer lage risico op een overmatige inname van gecontamineerd zeezand. De infiltratie van PFAS in het zoete grondwater onder de duinen kan mogelijk een risico voor de volksgezondheid vormen bij gebruik als drinkwaterbron. De onzekerheid rond beide risico's is door een gebrek aan data echter nog groot en meer gegevens zijn nodig om deze hypothesen te bevestigen.

## Is recreatie in het strandwater veilig?

Onderzocht door	Locatie	Max. concentratie	Grenswaarde**	Aantal stalen***	Referentiepaper
VITO	De Haan	0,25 µg/L PFBA*	NA	2	De Brouwere et al. 2023

Opm. waterstalen verzameld op 0,5 m onder het wateroppervlak.

\*Andere PFAS- stoffen beneden de detectielimiet (<0,01 µg/L).

\*\*Geen specifieke grenswaarde voor PFBA. Deze voor PFOS bedraagt 7,2 µg/L (Kaderrichtlijn Water (KRW)). Een gezondheidskundige evaluatie van gecontamineerd zeewater op basis van de EFSA-norm<sup>2</sup> (maximaal dagelijkse inname van 0,63 ng/kg) behoorde niet tot de scope van dit onderzoek.

\*\*\*Betreft het totaal aantal genomen stalen binnen de context van dit onderzoek.

PFAS-concentraties in zeewater zijn het hoogst dichtbij de kust en in de bovenste lagen (mm) van de waterkolom. In het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ) hebben we echter geen informatie over de aanwezigheid van PFAS in dit deel van de waterkolom. In het zeewater treedt er evenwel een sterk verdunningseffect op en spelen er chemische factoren (bv. zoutgehalte) die de kans op een hoge PFAS-concentratie in zeewater verminderen. Bij een PFAS-screening van het strandwater door [De Brouwere et al. \(2023\)](#) werd op uitzondering van een staal met PFBA geen PFAS gedetecteerd. Gelet op het voorgaande, kan men op basis van de huidige kennis stellen dat contact met zeewater weinig PFAS-  
risico's met zich meebrengt.

## Is het veilig om te spelen in of met zeeschuim?

Onderzocht door	Locatie	Max. concentratie	Grenswaarde*	Aantal stalen**	Referentiepaper
VITO	Knokke	2.400 µg/L PFAS <sub>totaal</sub>	NA	7	De Brouwere et al. 2023
		2.200 µg/L PFAS <sub>EFSA</sub>	NA		
		1.300 µg/L PFAS <sub>PFOS</sub>	7,2 µg/L		

\*De hier gehanteerde grenswaarde is de ecologische grenswaarde zoals toegepast binnen de KRW. In het onderzoek van [De Brouwere et al. \(2023\)](#) wordt evenwel een gezondheidskundige impact-analyse gevoerd op basis van deze resultaten. Deze analyse is bovenal richtinggevend daar er momenteel nog geen gestandaardiseerde manier bestaat om humane blootstelling aan PFAS in zeeschuim te evalueren. Als basis vertrekken de onderzoekers van de EFSA-grenswaarde van een maximale dagopname van 0,63 ng/kg PFAS.

\*\*Betreft het totaal aantal genomen stalen binnen de context van dit onderzoek.

<sup>2</sup> De EFSA-norm gaat uit van een chronische blootstelling aan vier PFAS-verbindingen (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS).



Zeeschuim accumuleert amfifiele stoffen zoals PFAS. Op basis van de resultaten van De Brouwere et al. (2023) zien we dat PFAS-concentraties in zeeschuim kunnen oplopen tot ver boven de grenswaarde. De evaluatie van het risico voor de volksgezondheid door De Brouwere et al. (2023), waarbij rekening wordt gehouden met factoren zoals blootstellingsduur en potentiële inname, bevat nog veel onzekerheden al behoren kinderen en watersporters tot de hoogste risicogroepen. Uit voorzorg adviseren VITO en het Agentschap Zorg en Gezondheid enkele preventieve maatregelen zoals: het vermijden van inslikken van zeeschuim, niet spelen met zeeschuim en het lichaam afspoelen na overmatig contact (De Brouwere et al. 2023, Vlaams overheid).

### Hoe zuiver is zeelucht wanneer het aankomt op de aanwezigheid van PFAS?

Onderzocht door	Locatie	Max. concentratie	Grenswaarde*	Aantal stalen**	Referentiepaper
VITO	Zoute	0,387 ng/m <sup>3</sup> PFAS <sub>totaal</sub> 0,105 ng/m <sup>3</sup> PFAS <sub>EFSA</sub>	0,4-2,2 ng/m <sup>3</sup>	6	Berghmans et al. 2023

\*Momenteel is er nog geen gezondheidskundig toetsingskader voorhanden voor de evaluatie van het gezondheidsrisico door chronische blootstelling aan atmosferische PFAS-concentraties. In Berghmans et al. (2023) wordt een tijdelijk toetsingskader toegepast voor zwevend stof gebaseerd op de EFSA-gezondheidskundige grenswaarde van een maximaal dagelijkse PFAS-opname van 0,63 ng/kg.

\*\*Betreft het totaal aantal genomen stalen binnen de context van dit onderzoek.

Ondanks dat de gemeten PFAS-concentraties in zwevend stof en depositiestof consequent hoger lagen dan de door VITO geselecteerde referentiegebieden in het binnenland (Borgerhout en Dessel) is er op basis van de risicobeoordeling door Berghmans et al. 2023 voor zwevend stof geen reden om aan te nemen dat PFAS in zeelucht een chronisch gezondheidsrisico inhoudt.

### Is het veilig om zeevoedsel uit de Belgische Noordzee te consumeren?

Onderzocht door	Locatie	Soort	Max. concentratie*(*)	Grenswaarde	Aantal stalen***	Referentiepaper
UAntwerpen	BNZ	Schol ( <i>P. platessa</i> ), tong ( <i>S. Solea</i> )	107 ng/g ww	9,1 ng/g ww	29 ( <i>P. Platessa</i> ) 25 ( <i>S. Solea</i> )	Byns et al. 2022
UAntwerpen	BNZ	Gewone zwemkrab ( <i>L. holsatus</i> )	5,6 ng/g ww	9,1 ng/g ww	37	Byns et al. 2022

\*Van de tien bemonsterde locaties bevonden er zich twee in het Schelde-estuarium. Op basis van de tabel met de gemeten PFAS-concentraties was het niet mogelijk om de concentraties te koppelen aan de exacte bemonsteringslocatie.

\*\*Hogere PFAS-concentraties bij biota (vissen, schaaldieren, weekdieren) zijn in het verleden waargenomen in het BNZ (Hoff et al. 2003, Van De Vijver et al. 2006), maar deze gegevens dateren uit een periode rond of kort na de uitfasering van PFAS<sup>3</sup>. Vanwege het verstreken tijdsbestek en verminderde relevantie is ervoor gekozen om alleen cijfers uit recent onderzoek te presenteren.

\*\*\*Betreft het totaal aantal genomen stalen voor deze specifieke soorten binnen de context van dit onderzoek.

De aanwezigheid van PFAS in zeevoedsel is sterk afhankelijk van de soort, levensstijl en verspreidingsgebied. Volgens de beschikbare biotagegevens van het BNZ vertonen platvissen en bodemorganismen doorgaans hogere PFAS-concentraties dicht bij de kust.

<sup>3</sup> 3M stopte in 2002 met de productie van PFAS. Gerichte EU-maatregelen dateren vanaf 2006.

In de Noordzee wordt zeevoedsel voor consumptie getest op PFAS, maar deze controle is eerder kleinschalig (enkele stalen) en weinig divers (een gering aantal soorten worden getest). Op basis van de beschikbare gegevens uit onderzoek en de resultaten van voedingscontroles is het aangewezen om de PFAS-concentraties in commercieel belangrijke soorten op te volgen (Byns et al. 2022). Al wordt op basis van de huidig beschikbare cijfers door Byns et al. (2022) geconcludeerd dat, mits een voldoende gevarieerd dieet (bv. niet exclusief garnaal), het risico op schadelijke PFAS-effecten ten gevolge van de consumptie van zeevoedsel uit de Belgische Noordzee beperkt is.

## Kanttekening bij deze conclusies

Enkele belangrijke kanttekeningen bij hogervermelde conclusies en stellingen zijn evenwel op zijn plaats. De geformuleerde conclusies zijn veelal gebaseerd op een (zeer) beperkt aantal stalen met een beperkte geografische spreiding. Bovendien vertoonden de gedetecteerde PFAS-concentraties zowel binnen als tussen de verschillende milieucompartimenten als binnen en tussen soorten een sterke variatie<sup>4</sup> en werd zelden een breed gamma aan gekende PFAS-stoffen getetst. Wetenschappelijk onderzoek wijst tevens op een aantal potentieel belangrijke kennishiaten inzake PFAS in een mariene omgeving, zoals:

- de mengseltoxiciteit en interacties – wat is de impact van het geheel aan PFAS-stoffen in combinatie met andere pollutanten zoals zware metalen, PCB's, plastics, kwik, etc. en wat is de impact van een chronische blootstelling op de biodiversiteit, het functioneren van ecosystemen en de volksgezondheid?;
- het gedrag en de verspreiding van PFAS in het mariene en kustmilieu;
- de factoren die de opname en doorstroom van PFAS doorheen de mariene voedselketen beïnvloeden met aandacht voor de overdracht van PFAS van zeevoedsel naar de mens.

## Beleidsaanbevelingen

Om een breder zicht te hebben op de omvang en risico van de PFAS-vervuiling in de Belgische kustzone en eventuele mitigatiemaatregelen, kunnen een aantal acties aanbevolen worden:

- Een opschaling van de PFAS-monitoring (incl. monitoring recente PFAS-stoffen) waarin de identificatie en monitoring van prioritair gevoelige gebieden (bv. gebieden met een bijzondere natuurwaarde, estuaria of woon- en recreatiezones nabij PFAS-gevoelige zones (bv. luchthavens, brandweercentrales)) centraal staat. Een diepgaandere samenwerking tussen overheden en industrie om te komen tot een systematische, transparante inventaris van PFAS-productie en -uitstoot strekt hiertoe tot de aanbevelingen. Het identificeren van risicogebieden, populaties (bv. platvissen en garnaal) en bevolkingsgroepen met een verhoogd blootstellingsrisico is immers een cruciale factor in preventie- en risicobeheer;
- Wat betreft zeeschuim is een uitgebreide monitoring langs de hele kustzone in verschillende seizoenen en onder verschillende weerscondities aangewezen. In tweede instantie verdient de landinwaartse verspreiding van neerslaande zeespray en de potentiële risico's op grondwatervervuiling onder duinen bijzondere aandacht;
- Het monitoren van het voorkomen van PFAS in baggerspecie uit estuaria, vaargeulen en havens;
- Het opstellen van een uitgebreid langetermijn monitoringsprogramma in zowel het marien milieu (waterkolom, sediment, zeeschuim en biota) als in de Belgische waterlopen naar de bronnen, de aanwezigheid, het gedrag en de transportroutes en de effecten van PFAS. Dit op

---

<sup>4</sup> Een observatie die tevens geldt voor alle contaminanten.

basis van systematische metingen volgens een onderbouwde, gestandaardiseerde wetenschappelijke methode;

- Het verderzetten van PFAS-onderzoek om meer kennis te vergaren over de mariene 'PFAS-levenscyclus' (distributie, verblijftijd) en het toxicologisch en biomedisch profiel in combinatie met andere polluenten zoals bv. microplastics, PCB's en zware metalen.

# 1. Inleiding

## PFAS – altijd en overal?

PFAS<sup>5</sup> (per- en polyfluoralkylstoffen) omvatten meer dan 10.000 volledig (per-) of gedeeltelijk (poly-) gefluoreerde lange of korte koolstofketens (**zie kaderstuk**) die verbonden zijn met diverse functionele groepen (EC 2020, Steunpunt Milieu & Gezondheid 2021, OESO, ECHA). PFAS zijn uitzonderlijk persistente organische pollutanten (POP's) die zich gemakkelijk verspreiden in het milieu en daar accumuleren. Zo heeft bv. PFOS in een aquatisch milieu doorgaans meerdere decennia nodig om af te breken (Brooke et al. 2004). Ze worden daarom ook wel 'forever chemicals' genoemd. Zonder uitzondering zijn het synthetische chemische stoffen<sup>6</sup> die hoofdzakelijk geproduceerd worden omwille van hun vet- en waterafstotende eigenschappen, wat ze bijzonder nuttig maakt in het dagelijks leven. Sinds hun ontstaan in de jaren '50 is de lijst aan PFAS-toepassingen bijna eindeloos gegroeid. Zo komt PFAS voor in schoonmaakproducten, brandwerende schuimen, textiel (waterafstotende eigenschappen), coatings (anti-aanbaklagen voor pannen en ovenmaterialen), verpakkingsmiddelen voor voedsel, smeermiddelen, etc. (Pancras et al. 2018, Glüge et al. 2020, PFAS actieplan 2023-2024, OESO, Storymap SOS-ZEROPOL 2030, PFAS Guide chemsec).

### Korte-keten PFAS

Omwille van hun persistentie en potentieel risico voor de volksgezondheid zijn oudere generatie PFAS (8 of meer koolstofatomen, bv. PFOS en PFOA), op grote schaal vervangen door een hele reeks nieuw gesynthetiseerde PFAS met kortere koolstofketens (< 6 koolstofatomen, bv. PFBS, PFBA, FBSA, PFXOAH). Deze nieuwe verbindingen werden aanvankelijk als minder schadelijk beschouwd voor mens en milieu vanwege hun verminderde neiging tot accumulatie (Anderson et al. 2019, Wallington et al. 2021). Tot op heden is er echter een te beperkte kennis over hun werkelijke impact op het milieu (Coperchini et al. 2021).

Recente wetenschappelijke bevindingen bieden voorsnog weinig reden tot optimisme. Er zijn indicaties dat deze nieuwe, kortere-keten PFAS minstens even schadelijk kunnen zijn als hun voorgangers (Brendel et al. 2018, Lukic Bilela et al. 2023). Daarnaast maakt hun hydrofiel karakter korte-keten PFAS zeer oplosbaar en dus erg mobiel in aquatische omgevingen (Li et al. 2020, Coperchini et al. 2021, Teunen et al. 2021). Het verspreidingspotentieel in het milieu lijkt bijgevolg hoger uit te vallen dan bij de historische PFAS. Eerdere studies naar historische PFAS blijven echter waardevol als basis om het gedrag, de toxiciteit en de saneringsopties van deze nieuwe verbindingen te evalueren (Fenton et al. 2020, Evich et al. 2022).

## PFAS - de vervuiler met vele gezichten

Tot op vandaag zijn alle onderzochte en op de markt gebrachte PFAS potentieel toxisch<sup>7</sup>. Eens ze in het milieu terecht komen is de vervuiling nagenoeg onomkeerbaar en kunnen er na verloop van tijd een waaier aan gezondheidsrisico's ontstaan voor de biodiversiteit (zie **7. Zeewater en biota**) en de volksgezondheid (zie **3.2 Impact op de volksgezondheid?**) (Ahrens & Bundschuh 2014, EEA 2019, Pelch et

<sup>5</sup> Enkele meer gangbare vertegenwoordigers zijn PFOS (perfluoro-octaansulfonzuur), PFOA (perfluoro-octaanzuur), PFHxS (perfluorohexaansulfonzuur), perfluorononaanzuur (PFNA), PFDA (perfluorodecaanzuur) en perfluorobutaansulfonzuur (PFBS). Over de grote groep andere vertegenwoordigers is nog maar zeer weinig gekend.

<sup>6</sup> PFAS kunnen slechts afgebroken worden na verbranding tot meer dan 1.000 °C of o.i.v. UV-straling (Ruhl et al. 2023)

<sup>7</sup> Ze zijn zelfs nadelig voor de klimaatopwarming (Lukic Bilela et al. 2023).

al. 2019, Sunderland et al. 2019). Men ziet immers dat PFAS in het geval van een herhaaldelijke blootstelling zich gaan opstapelen in planten en/of dieren (bioaccumulatie). Daarnaast nemen de PFAS-concentraties toe naarmate men hogerop in de voedselketen komt (biomagnificatie) (Giesy & Kannan 2001, ATSDR 2021, Muir et al. 2021, Teunen et al. 2021, Byns et al. 2022). Vis en schaaldieren zijn, naast eieren en op vervuilde bodems gekweekte producten, bijzonder gevoelig voor hoge PFAS-concentraties (EFSA 2020, Pirard et al. 2020, Steunpunt Milieu & Gezondheid 2021, Lasters et al. 2022, 2023, Richterova et al. 2023).

### **PFAS – een breinbreker voor de wetenschap**

De enorme diversiteit aan PFAS, zowel qua toxiciteit, functionele eigenschappen en toepassingen, maakt de groep bijzonder moeilijk te bestuderen, monitoren en reguleren. Er zijn nog grote kennishiaten over het ecotoxicologisch potentieel van PFAS<sup>8</sup>, hoe deze stoffen zich door het milieu bewegen en hoe ze er interageren met de verschillende biotische en abiotische elementen. Het blijft vandaag dan nog steeds een uitdaging om solide wetenschappelijke verbanden te leggen tussen geïsoleerde causale PFAS-effecten in een milieu- of gezondheidscontext. Een bijkomende moeilijkheid is het feit dat PFAS voorkomen naast talloze andere potentieel schadelijke stoffen en hiermee ook kunnen interageren. Over deze mengseltoxiciteit is vandaag nog bijzonder weinig geweten. Tot slot wordt het onderzoek verder bemoeilijkt door een gebrek aan gestandaardiseerde onderzoeksmethoden (Chang et al. 2016, Ng et al. 2021, Evich et al. 2022, Bil et al. 2023, Storymap SOS-ZEROPOL 2030).

Bovenstaande elementen hebben ertoe geleid dat doorheen de jaren de gezondheidkundige veiligheidsnormen voor mens en milieu stelselmatig werden verstrengd (EFSA 2020). Ook de Europese PFAS-regulering werd de afgelopen jaren alsmaar strenger (zie **2.1 De Europese context**). Hoe dan ook zullen PFAS, omwille van hun extreem persistente en bioaccumulerende karakter en de hiermee gepaard gaande risico's die ze stellen voor de biodiversiteit en de volksgezondheid, erg actueel blijven (Pirard et al. 2020, ATSDR 2021, Coperchini et al. 2021, Steunpunt Milieu & Gezondheid 2021, Teunen et al. 2021, Storymap SOS-ZEROPOL 2030).

### **PFAS - een einde en een begin in zee**

Binnen de PFAS-thematiek loont het de moeite om PFAS in een mariene context onder de loep te nemen. Dankzij wetenschappelijk onderzoek weten we immers dat PFAS ook in brak en zout water voorkomen. Het mariene milieu, en dan met name de zeebodem, lijkt zelfs de finale halte voor mariene PFAS-vervuiling te worden (Prevedouros et al. 2005, Gonzalez-Gaya et al. 2019, Savidou et al. 2023). Mariene ecosystemen zijn dus in toenemende mate een substantiële opslagplaats voor PFAS-vervuiling, maar PFAS kunnen via zeespray aerosolen of zeeschuim ook PFAS verspreiden naar het land (Johansson et al. 2019, Sha et al. 2021, Berghmans et al. 2023, De Brouwere et al. 2023).

---

<sup>8</sup> Door een gebrek aan transparantie vanuit de PFAS-producerende industrie bestaat er over de overgrote meerderheid aan PFAS geen onafhankelijke ecotoxicologische informatie (Ng et al. 2021, ECHA).

## 2. Beleid en regelgeving

### 2.1 De Europese context

Het Europese beleidslandschap rond PFAS is een complex aggregaat van beleidsmaatregelen, richtlijnen en verordeningen die elk aspect van de levenscyclus van PFAS bestrijken. Het Directoraat-Generaal Milieu (DG ENV) is verantwoordelijk voor het Europese milieubeleid en voorziet in de afstemming van beleidsdocumenten met betrekking tot PFAS in het milieu met deze gericht op productie en consumptie. Het Europees Agentschap voor Chemische Stoffen (ECHA), onder toezicht van zowel DG GROW als DG ENV, voert de EU-wetgeving uit en heeft als doel de menselijke gezondheid en het milieu te beschermen tegen schadelijke PFAS-effecten. ECHA heeft hiervoor een [database](#) ter beschikking met informatie over duizenden PFAS die in de EU in omloop zijn.

Het Europese PFAS-beleid beoogt een volledige uitfasering van alle PFAS, tenzij hun productie noodzakelijk is voor essentiële maatschappelijke functies<sup>9</sup>. Dit uitfaseringsbeleid kadert binnen de Europese Green Deal (COM (2019) 640) en is verankerd binnen de **REACH-wetgeving** (Verordening (EC) 1907/2006<sup>10,11</sup>, **Zero Pollution Action Plan** (COM (2021) 400), **Chemicals Strategy for Sustainability** (COM (2020) 667), **EU-Soil Strategy 2030** (COM (2021) 699), **HEurope SOS-ZEROPOL 2030**-project). De Europese Commissie wil alle PFAS-groepen reguleren onder de relevante wetgeving: water, duurzame producten, voedsel, drinkwater, industriële emissies en afval.

Wanneer PFAS in het milieu terechtkomt, bestaat het risico dat het, nadat dieren of planten het hebben opgenomen en deze door mensen worden geconsumeerd, schadelijk is voor de mens. De bescherming van de maatschappij tegen PFAS-gecontamineerd voedsel valt onder de bevoegdheid van **DG Health and Food Safety**. Met het oog op het beschermen van de bevolking tegen PFAS-gerelateerde gezondheidsklachten hanteert de Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid (EFSA) een veiligheidsdrempel voor PFAS in voedingswaren in de vorm van een maximaal toelaatbare wekelijkse inname (TWI)<sup>12</sup>. Deze is momenteel vastgesteld op 4,4 nanogram per kilogram lichaamsgewicht<sup>13</sup> (EFSA 2020). Boven deze dosis<sup>14</sup> is er op basis van de huidige wetenschappelijke kennis een verhoogd risico op gezondheidsklachten (Verordening EU 2022/2388, FOD Volksgezondheid 2022).

Voor een uitgebreider overzicht van de EU-maatregelen inzake PFAS zie o.a.: [Steunpunt Milieu & Gezondheid \(2021\)](#), [het PFAS actieplan 2022](#) en [Devriese et al. \(2023\)](#).

---

<sup>9</sup> Deze holistische, preventie-gerichte aanpak is gestoeld op de groeiende bezorgdheid over de langdurige aanwezigheid van PFAS, het bijkomend en onzeker risico van schadelijke nieuwe PFAS en het gebrek aan kennis<sup>9</sup> over de chemische structuren, eigenschappen, toepassingen en toxicologische profielen van bestaande PFAS (SWD (2020) 249). Al is omzichtigheid geboden, bijvoorbeeld bij toepassingen in de farmaceutische industrie.

<sup>10</sup> Europese Verordening met als doel de gezondheid van mens en milieu tegen vervuilende chemische stoffen te beschermen en het concurrentievermogen van de Europese chemische industrie te versterken. De verordening wordt internationaal beschouwd als een belangrijke en uitgebreide regelgeving voor chemische stoffen die milieubeleidsdiscussies van lokaal tot internationaal niveau beïnvloedt en wereldwijd de meest ambitieuze normen vaststelt (van Dijk et al. 2021).

<sup>11</sup> Vandaag de dag zijn verschillende PFAS (PFOS, PFOA, PFHxS, PFNA, PFDA) opgenomen in de REACH-Verordening, wat impliceert dat het gebruik ervan aan banden kan worden gelegd mits voldoende aanwijzingen van een schadelijk effect.

<sup>12</sup> De EFSA richtte zich voor het instellen van deze veiligheidsdrempel op vier PFAS (PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS) die meer dan de helft van de PFAS-blootstelling vertegenwoordigen.

<sup>13</sup> Dit komt overeen met een PFAS-dosis van 6,9 µg/L serum bij een volwassen persoon.

<sup>14</sup> Een grootschalig Europees onderzoek bij Europese jongeren naar het voorkomen en de effecten van PFAS toonde bij 14,3% van de deelnemers een te hoge PFAS-concentratie in het serum. Bij jongeren in noord en west Europa werd bij ongeveer een kwart van de jongeren de humaan -toxicologische grens EFSA-grens van 4,4ng/kg TWI overschreden (Uhl et al. 2023, Richterova et al. 2023).

## 2.1.1 Europese regelgeving in een aquatische context

PFAS is wijdverspreid in waterlopen, zeeën en de oceaan en vormt op bepaalde locaties een bedreiging voor de gezondheid van het ecosysteem (zie verder). Hoever de implicaties van deze bedreiging reiken en wat dit betekent voor het realiseren van VN Duurzaamheidsdoelstelling 14 (Leven in het water - SDG 14), de UN Ocean Decade (Understand and beat marine pollution), de Europese Missie Restore our Ocean and Waters (EU Mission Ocean) en de Europese Green Deal (Chemicals Strategy for Sustainability en Zero Pollution Action Plan, zie 2.1 De Europese context) (EU Preserving our environment) is op basis van de huidige kennis zeer moeilijk in te schatten.

Het Europese beleid inzake waterkwaliteit focust op preventie, met als hoeksteen de Kaderrichtlijn Water<sup>15</sup> (KRW) (Richtlijn 2000/60/EG). De KRW speelt een cruciale rol in het monitoren en reguleren van chemische stoffen in onze oppervlakte- en kustwateren. Momenteel staat PFOS, samen met zijn derivaten, als enige PFAS op de lijst van prioritaire gevaarlijke stoffen voor oppervlakte- en kustwateren (bijlage X KRW) (SWD (2020) 249). Eind 2022 lanceerde de Europese Commissie evenwel een voorstel om de lijst uit te breiden met 24 andere PFAS stoffen met een milieukwaliteitsnorm van 4,4 ng/L (EC WFD, COM 2022 (640)). Het recente uitvoeringsverslag<sup>16,17</sup> van de KRW concludeert dat PFOS in de meeste lidstaten niet voldoet aan de gestelde milieukwaliteitsnormen (SWD (2021) 970).

De Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS) (Richtlijn 2008/56/EG) bouwt voort op de Kaderrichtlijn Water, maar bestrijkt naast de kustwateren<sup>18</sup> ook het bredere mariene milieu. Binnen de KRMS zijn PFAS als “facultatieve verbindingen” opgenomen waardoor lidstaten niet verplicht zijn deze te monitoren. In de context van de KRMS speelt descriptor 8, gericht op het streven naar concentraties van verontreinigende stoffen zodanig dat het milieu behoed wordt van schade, een sleutelrol. Naast descriptor 8 is ook descriptor 9 van belang. Deze descriptor bepaalt dat contaminanten in vis en zeevruchten onder veilige niveaus voor menselijke consumptie dienen te blijven en maakt zodoende de brug tussen de bescherming van de volksgezondheid en het milieu. Zowel de KRMS als de KRW hanteren Environmental Quality Standards (EQS) (milieudoelstellingen)<sup>19</sup> die aangeven of de verschillende waterlichamen en hun biota schadelijke PFOS-effecten kunnen ondervinden, wat een indicatie geeft voor de noodzaak tot het nemen van maatregelen (Richtlijn Prioritaire Stoffen (Richtlijn 2013/39/EU)):

- Zoet oppervlaktewater: jaarlijks gemiddeld 0,65 ng/L met een maximaal toegestane concentratie van 36 µg/L<sup>20</sup>;
- Zeewater en ander oppervlaktewater: jaarlijks gemiddeld 0,13 ng/L met een maximaal toegestane concentratie van 7,2 µg/L;
- Biota: maximaal 9,1 µg/kg lichaamsgewicht (zie ook EU Guidance on Biota Monitoring 2014).

Bij deze grenswaarden komt wel de belangrijke kanttekening dat deze gebaseerd zijn op de best beschikbare kennis van de best gekende en meest gemonitorde PFAS (dewelke vermoedelijk een fractie

---

<sup>15</sup> De KRW heeft twee dochterrichtlijnen die relevant zijn in het mitigeren van PFAS vervuiling in een aquatisch milieu: de Richtlijn inzake milieukwaliteitsnormen (Richtlijn 2008/105/EC) en de Richtlijn inzake prioritaire stoffen (Richtlijn 2013/39/EU). Andere belangrijke richtlijnen voorzien in veiligheidsdrempels voor grondwater (Grondwaterrichtlijn, Richtlijn 2006/118/EG) en drinkwater (Drinkwaterrichtlijn, Richtlijn (EU) 2020/2184), terwijl afvalstoffenbeheer wordt aangepakt via het Verdrag van Stockholm.

<sup>16</sup> Om de milieudoelen bestippeld binnen de KRW en de KRMS te realiseren ontwikkelen de lidstaten nationale strategieën die om de zes jaar beoordeeld worden.

<sup>17</sup> De strategieën van de lidstaten in het kader van de KRW en de KRMS moeten coherent zijn en doelmatig voor elke mariene regio of subregio. Dit gebeurt doorgaans via mechanismen als de regionale zeeverdragen. Deze verdragen kunnen zodoende fungeren als buffer voor pollutanten die tussen de tenuitvoerlegging van de EU-verordeningen vallen.

<sup>18</sup> De bevoegdheid van de KRW beslaat een klein deel van de kustwateren en overlapt hiermee deels met de KRMS. Voor de Goede Ecologische Toestand reikt de KRW tot 1 nautische mijl zeewaarts van de basislijn (i.e. laagwaterlijn). Voor de Goede Chemische Toestand is dit tot 12 nautische mijl zeewaarts.

<sup>19</sup> Impliceert een doelgericht monitoringsprogramma.

<sup>20</sup> 1 ng = 1 nanogram = 1.10<sup>-9</sup> g; 1 µg = 1 microgram = 1.10<sup>-6</sup> g

uitmaken van de totale PFAS-lading in het milieu). Dit maakt de wetenschappelijke betrouwbaarheid achter de meest kritische grenswaarden het voorwerp van discussie (Xiao 2017). Daarnaast zijn er verschillende methoden gehanteerd om te komen tot deze grenswaarden. De huidige standaarden onderstrepen dan ook de gefragmenteerde PFAS-data in de verschillende milieucompartmenten, het gebrek aan inzicht in de transportmechanismen en de risico's van de verschillende PFAS-componenten. Bovenstaande kennisvelden zijn zeker van toepassing in een mariene context (Ahrens & Bundschuh 2014, Lukic Bilela et al. 2023, Devriese et al. 2023). Het belang van het ontwikkelen van analytische technieken en richtlijnen voor het detecteren en kwantificeren van alle PFAS (PFAS-totaal) in de verschillende milieucompartmenten, inclusief vaststelling van detectielimieten en parameterwaarden, wordt dan ook gezien als een noodzakelijke stap om PFAS-vervuiling effectief aan te pakken (SWD (2020) 249). Het voorstel in COM (2022) 540 om PFAS integraal als groep op te nemen als prioritaire stof in de Richtlijn 2013/39/EU betreffende de milieukwaliteitsnormen wordt gezien als een belangrijke stap voorwaarts in dit proces.

## 2.2 Federale bevoegdheden

De federale overheid erkent het belang van het uitfasen van PFAS en ondersteunt het Europese PFAS-beleid. Binnen deze context steunt de federale overheid projecten gericht op het ontwikkelen van veilige, duurzame PFAS-alternatieven (FOD Economie).

De federale overheid is binnen de mariene context bevoegd voor de monitoring van de milieukwaliteit op zee en voor pollutiebestrijding (Dienst Marien Milieu). PFAS op zee wordt door de overheid echter niet systematisch gemonitord (zie 7. Zeewater en biota). Naast de opvolging van de milieutoestand op zee, is de federale overheid belast met de controle van zeevoedsel bestemd voor consumptie. Deze controles worden uitgevoerd door het Federaal Agentschap voor de Veiligheid van de Voedselketen (FAVV).

## 2.3 De Vlaamse context

De recente ontdekking van wijdverspreide PFAS-vervuiling en PFAS-hotspots<sup>21</sup> in Vlaanderen, grotendeels toe te schrijven aan onverantwoordelijke industriële praktijken, heeft mogelijk acute volksgezondheidsrisico's<sup>22</sup> met zich meegebracht. Als reactie hierop heeft de Vlaamse overheid op korte termijn maatregelen genomen om bestaande regelgeving aan te scherpen en nieuwe beleidsinitiatieven te starten met betrekking tot PFAS en 'zeer zorgwekkende stoffen'. De aanpak werd geleid door een PFAS-opdrachthouder die zich concentreerde op het bundelen van wetenschappelijke expertise en communicatie naar stakeholders en de bevolking (Eindrapport PFAS-opdrachthouder 2022).

Parallel hieraan richtte het Vlaams Parlement een PFAS-onderzoekscommissie op die o.a. de langetermijneffecten van de vervuiling op de volksgezondheid moest nagaan. Het eindrapport van deze commissie telde 69 aanbevelingen voor de omgang met gevaarlijke chemicaliën (Rapporteringsdocument aanbevelingen Parlementaire Onderzoekscommissie PFAS 2022). De acties clusteren voornamelijk rond twee belangrijke peilers, zijnde aanpassingen aan het PFAS-actieplan en het oprichten van een kennisnooppunt (Eindrapport PFAS-opdrachthouder 2022, PFAS actieplan 2022).

---

<sup>21</sup> Locaties waar de verontreiniging niveaus bereikt die door deskundigen als gevaarlijk voor de gezondheid worden beschouwd (meer dan 100 ng/kg).

<sup>22</sup> Meer dan 90% van de op PFAS geteste inwoners in een straal van 3 km rond 3M had waarden boven het 'Humane Biomonitoring Level' en 59% had gevaarlijke concentraties in het bloed (>100 ng/kg) (Departement Zorg en Gezondheid).



Het eerste PFAS-actieplan stamt uit 2019 als reactie op de zorgwekkende resultaten van het Vlaamse humane biomonitoringsprogramma (Pirard et al. 2020, Steunpunt Milieu & Gezondheid 2021, Schoeters et al. 2022). Het huidige actieplan<sup>23</sup> (2022-2024) volgt de Europese filosofie en vertrekt vanuit het voorzorgsbeginsel en het principe van preventief handelen. Het plan bevat bepalingen over een gecoördineerde aanpak voor PFAS-metingen in de verschillende milieucompartimenten (bodem, lucht, water), het identificeren van historische en actuele vervuilingbronnen en blootstellingsroutes, het bepalen van goede meetmethoden en universele normen, de monitoring bij de bevolking en het voorkomen van potentieel schadelijke vervangproducten.

Een van de sleuteladviezen van het actieplan is het op korte termijn uitrollen van een digitaal PFAS-informatiekruispunt waarbij op een toegankelijke manier de brug geslagen wordt tussen wetenschap-beleid en PFAS-data. Beleidsmakers en handhavers zouden zodoende op een laagdrempelige manier toegang krijgen tot geïntegreerde milieu-informatie en relevante registers en op basis daarvan adequaat kunnen reageren in het geval PFAS-verontreiniging wordt vastgesteld. De [PFAS-website](#) van de Vlaamse overheid vormt een eerste stap in deze richting. De website biedt een overzicht van de verschillende door de Vlaamse overheid uitgegeven onderzoeken en rapporten en geeft richtlijnen aan lokale besturen en bedrijven over hoe het risico op PFAS-vervuiling of contact kan verminderd worden. Daarnaast biedt de website via de PFAS-verkenner ook een ruimtelijk overzicht van de actueel bekende PFAS-verspreiding in Vlaanderen en de (*no-regret*) maatregelen die van kracht zijn op gemeentelijk niveau ([PFAS-maatregelen per gemeenten](#), [PFAS-Verkenner](#)) (zie figuur 2 voor een overzicht van de huidige *no-regret* zones inzake PFAS in de kustzone). Verder worden gemeenten ook aangemoedigd om bedrijven en inwoners te sensibiliseren om de productie en de blootstelling aan PFAS te reduceren ([NonHazCity-project](#), [PFAS-website VO](#)).

Tenslotte doet het PFAS-actieplan dienst als een opstap naar een integratief beleidsplan voor zeer zorgwekkende stoffen (ZZS). De Vlaamse Regering zet in op een aangepast en geïntegreerd omgevings- en gezondheidsbeleid voor de lange termijn vanuit een 'Hub Zeer Zorgwekkende Stoffen'. Met deze langetermijnvisie – en bijhorende actieplannen – wil de Vlaamse overheid tegen 2050 de vervuiling van ZZS terugdringen tot een niveau waarop er een aanvaardbaar risico is voor mens en milieu ([Conceptnota Visie ZZS 2023](#)). De visie ligt in lijn met de Vlaamse Duurzaamheidsdoelstelling 41 binnen [Vizier 2030](#) (de Vlaamse vertaling van de VN-Duurzaamheidsdoelstellingen) en de doelstellingen van de Europese Green Deal, zoals beschreven in enkele van de sleuteldocumenten zoals het *Zero Pollution Action Plan* en de Europese Strategie voor Duurzame Chemische Stoffen ([COM \(2020\) 667](#)).

## 3. De verspreiding en effecten van PFAS

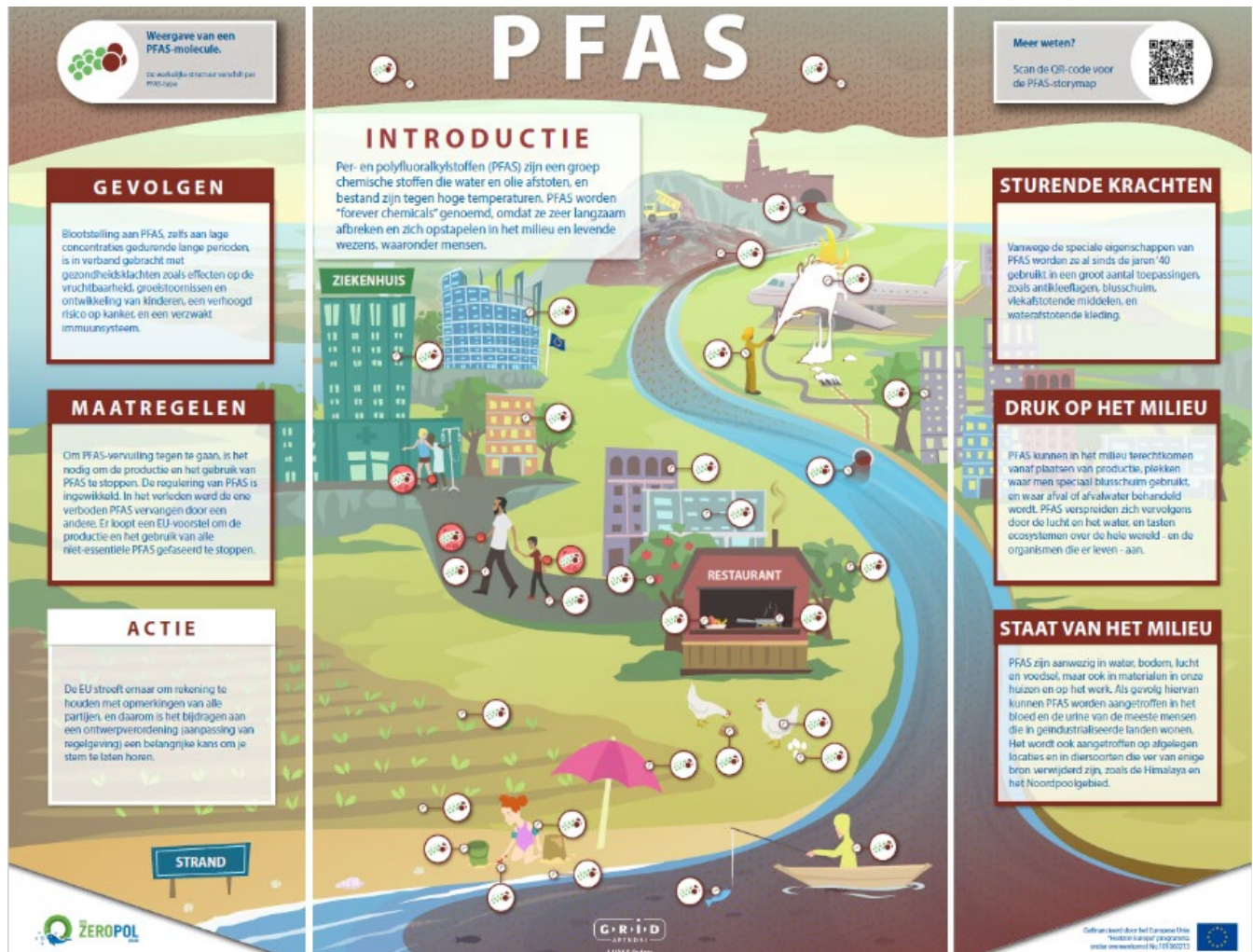
### 3.1 Aanwezigheid in Europa en Vlaanderen

Uit een eerste uitgebreide inventaris van de totnogtoe bekende PFAS-verspreiding in Europa blijkt dat PFAS-vervuiling overal in Europa voorkomt ([The Forever Pollution Project](#)). PFAS is inmiddels gemeten in alle milieucompartimenten (lucht, water, bodem) en biota (planten, dieren, mensen) (figuur 1). De concentraties variëren echter sterk naargelang de locatie ([Ahrens & Bundschuh 2014](#), [Byns et al. 2022](#), [SWD \(2022\) 540](#), [van den Heuvel-Greve et al. 2022](#), [Chen et al. 2023](#), [Vlaeminck et al. 2023](#)). Ondanks het

---

<sup>23</sup> Opgemaakt door een samenwerking van: het Departement Omgeving, de Vlaamse Milieumaatschappij, het Agentschap Natuur en Bos, het Departement Zorg en Gezondheid, het Departement Mobiliteit en Openbare Werken, de PFAS opdrachthouder en de Parlementaire Onderzoekscommissie PFAS.

hier nog een erg onvolledig beeld betreft, zijn binnen Europa intussen niet minder dan 2.100 hot spots (> 100 ng/kg) gedetecteerd met België als absolute koploper wat milieuconcentraties betreft (HMB4EU, The Forever Pollution Project).



**Figuur 1.** Infographic van de PFAS-storymap van het SOS-ZEROPOL-project (GRID-Arendal).

In Vlaanderen zijn bovengemiddeld meer gegevens over de geografische verspreiding en blootstelling aan PFAS beschikbaar (PFAS Verkenner). De Vlaamse Milieumaatschappij voerde recent een grootschalige monitoringscampagne naar het voorkomen en de verspreiding van PFAS in het milieu in Vlaanderen. Hieruit blijkt dat PFAS algemeen voorkomen in het Vlaamse afvalwater, oppervlaktewater, de waterbodem, het grondwater en biota (visweefsel) (Vlaeminck et al. 2023). Hoewel het gros van de metingen binnen veilige gezondheidsmarges lag, zijn er duidelijke PFAS-hot spots die gelinkt kunnen worden aan historisch PFAS-gebruik.

Wat de humane verspreiding betreft, zien we op basis van resultaten uit het Vlaamse Humane Biomonitoringsprogramma (Steunpunt Milieu en Gezondheid, Departement Zorg) dat PFAS<sup>24</sup> wijdverspreid is onder de Vlaamse bevolking (Pirard et al. 2020, Steunpunt Zorg en Gezondheid 2021,

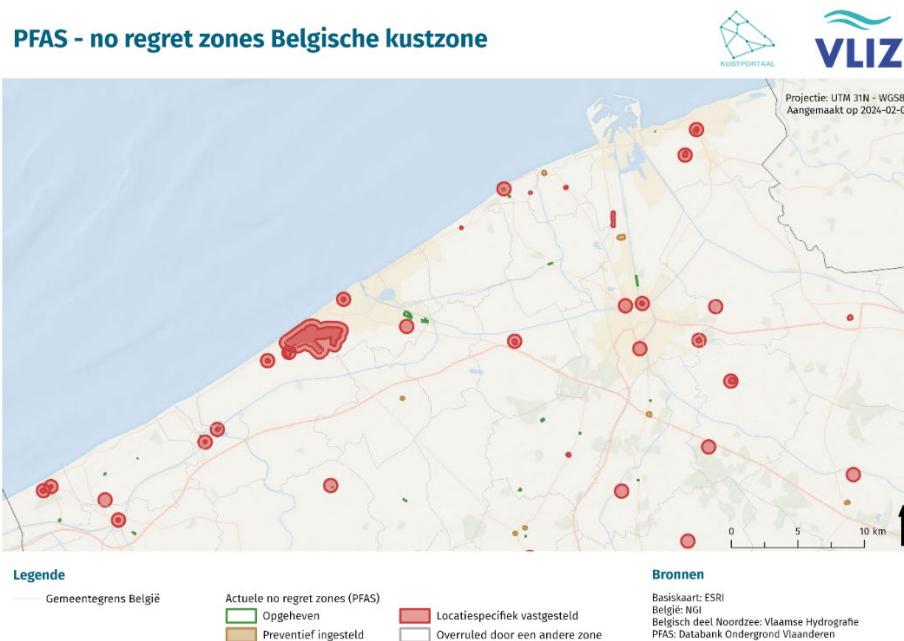
<sup>24</sup> PFOS en PFOA werden getedecteerd in elk van de 428 proefpersonen (Schoeters et al. 2022).

Schoeters et al. 2022). Maar liefst 77% van de volwassen, random gekozen, proefpersonen heeft een te hoge concentratie aan PFOS (>5 µg/L) en PFOA (>2 µg/L) in hun serum (resultaten 2014) (Colles et al. 2020, PFAS actieplan 2022).

### 3.1.1 Aanwezigheid in de kust- en hinterlandgemeenten

Op basis van de PFAS Verkenner en het onderzoek van Vlaeminck et al. 2023 zien we dat er verspreid over het grondgebied van de kustzone<sup>25</sup> PFAS-vervuiling is vastgesteld (figuur 2). De grootte en spreiding van de probleemzones is erg variabel, maar dit is vermoedelijk gebonden aan de motivering om bepaalde zones te bemonsteren. De meeste in voege zijnde gemeentelijke 'no-regret'-maatregelen hebben betrekking op grondwaterextractie. De grote rode vlek op de kaart (figuur 2) komt overeen met het grondgebied en de randomgeving van de Internationale Luchthaven Oostende-Brugge. Een veel voorkomende reden voor de detectie van PFAS, gevolgd door het instellen van no-regret-maatregelen, is het gebruik van brandbestrijdende middelen.

De PFAS-metingen die momenteel opgenomen zijn in de PFAS-verkenner informeren echter niet over de situatie in de bad- en recreatiezones. Ook hier zijn inmiddels, zij het alsnog in zeer beperkte mate, gegevens over. De aanwezigheid van PFAS in het strandwater en op het strand en de potentiële implicaties voor de volksgezondheid komen evenwel aan bod in zie **7.1.1 De Noordzee** en **8. Sediment en strand**. Over de aanwezigheid van PFAS onder de kustbewoners, tweeverblijvers of toeristen is geen informatie beschikbaar.



**Figuur 2.** Overzicht van waar op het grondgebied van de kust- en hinterlandgemeenten er *no-regret* maatregelen gelden op basis van de aanwezigheid van PFAS in het milieu. Bron: PFAS Verkenner Vlaamse overheid.

<sup>25</sup> Kustzone wordt in deze nota opgevat als het geheel van de grondgebieden van de tien kustgemeenten (De Panne, Koksijde, Nieuwpoort, Middelkerke, Oostende, Bredene, De Haan, Blankenberge, Brugge en Knokke-Heist) en de negen hinterlandgemeenten (Lo-Reninge, Alveringem, Veurne, Diksmuide, Gistel, Oudenburg, Jabbeke, Zuienkerke en Damme).

## 3.2. Impact op de volksgezondheid?

### Wat met causaliteit?

Een van de meest uitdagende vragen waarmee biomedische of ecotoxicologische wetenschappers die werken rond PFAS worden geconfronteerd, is die van causaliteit. Hierbij komt dat de huidige toxicologische data zich beperkt tot de meest voorkomende PFAS en we het voorlopig moeten doen met een onvolledig beeld van de risico's van PFAS voor mens en milieu (Chang et al. 2016, Pelch et al. 2019, Fenton et al. 2020, Ng et al. 2021). Daarnaast spelen vaak erg variabele factoren als de blootstellingstermijn en de omgevingsconcentratie een zekere rol (EFSA 2020, Steunpunt Milieu & Gezondheid 2021). Tot slot is het vanuit een biomedisch perspectief belangrijk om te begrijpen hoe PFAS interageert in het lichaam met andere schadelijke stoffen (bv. zware metalen, pesticiden, plastics (zie **13.1 Microplastics als vector voor PFAS in het marien milieu**), etc.) en hoe deze interactie zich uit in het gezondheidsprofiel van een bepaalde doelgroep of bevolkingsgroep (Chiu et al. 2020, Fenton et al. 2020, Li et al. 2020, Lukic Bilela et al. 2023).

### Humane opname

PFAS kunnen het lichaam binnendringen via ingestie (bv. door het inslikken van gecontamineerd voedsel, drinkwater, bodem- en stofdeeltjes), inhalatie en huidcontact. PFAS zijn eiwitminnend en binden zich in het lichaam aan bloedeiwitten of lipiden, waardoor het opstapelt in bloedserum of plasma. Herhaaldelijke blootstelling leidt tot een opstapeling van de hoeveelheid PFAS in het lichaam (bioaccumulatie). Hoe hoger de concentratie aan PFAS in het lichaam, hoe hoger het risico op een gezondheidseffect. De concentratie in het lichaam kan dalen door PFAS-uitscheiding via bloed, urine en moedermelk (Sunderland et al. 2019, ATSDR 2021, Steunpunt Milieu & Gezondheid 2021). De PFAS-verspreiding is component- en weefselspecifiek, zo vindt men PFAS voornamelijk terug in de lever, nieren en gal en niet zozeer in spierweefsel (Pérez et al. 2013, ATSDR 2021).

### Divers ziektebeeld

Hoge concentraties PFAS hebben reeds acute en chronische schadelijke effecten teweeggebracht op individueel, populatie of gemeenschapsniveau (Chang et al. 2016, Pelch et al. 2019, Sunderland et al. 2019, Chiu et al. 2020, EFSA 2020, Fenton et al. 2020, Coperchini et al. 2021). Een opvallend kenmerk van PFAS-toxiciteit is de diversiteit van fysiologische processen die worden beïnvloed (Fenton et al. 2020, Lukic Bilela et al. 2023). PFAS wordt alsmaar vaker in verband gebracht met verschillende gezondheidsklachten. Ondanks de groter wordende lijst aan negatieve effecten, blijkt een aantasting van het immuunsysteem vaak een van de eerste en/of meest waarschijnlijke reacties (Grandjean et al. 2012, Chang et al. 2016, EFSA 2020, Fenton et al. 2020, van Larebeke et al. 2023). Naast een immunologisch effect is (al dan niet in combinatie) een aantasting van het neurologisch (van Larebeke et al. 2022), reproductief (Lau et al. 2003, Luebker et al. 2005) en metabolisch systeem mogelijk (Berthiaume & Wallace 2002), alsook bloedvergiftiging (Malinverno et al. 2005), afwijkende schildklierhormoon regulatie (Coperchini et al. 2021, Rodriguez-Carrillo et al. 2023), een verhoogd risico op kanker (EPA 2016, IARC 2016), een toename in cholesterol (Fenton et al. 2020), etc. Het risico en de impact van de toxicologische respons lijkt verder positief gelinkt aan de cumulatieve dosis PFAS en de aanwezigheid van andere pollutanten (Rainieri et al. 2017, Ojo et al. 2021, Liu et al. 2022, Bil et al. 2023).

## Hoge maatschappelijke kost

Er werd becijferd dat de jaarlijkse totale kosten voor de Europese samenleving (EER-landen) die verband houden met de negatieve impact van PFAS ergens liggen tussen 52 en 84 miljard euro (Noorse Raad van Ministers 2019). De werkelijke financiële impact ligt vermoedelijk een stuk hoger gezien in deze becijfering slechts een beperkte reeks gezondheidseffecten zijn meegenomen (hoge cholesterol, verzwakt immuunsysteem en kanker) en er voor veel PFAS nog geen (volledig) toxicologisch profiel beschikbaar is (Pelch et al. 2019, Fenton et al. 2020, Lukic Bilela et al. 2023). Een andere studie gevoerd door ChemSec becijferde de globale maatschappelijke PFAS-kost op maar liefst 16 triljoen euro<sup>26</sup>. Een enorm bedrag dat in sterk contrast staat met de jaarlijkse netto-winst van PFAS-productie - naar schatting vier miljard euro.

*In het vervolg van deze nota wordt de aanwezigheid en impact van PFAS in een aquatisch milieu doorgelicht. Na een algemene introductie voor aquatische ecosystemen zal deze benadering toegepast worden op het Schelde-estuarium en het mariene milieu. Specifiek binnen dit laatste topic gaan we dieper kijken naar de verschillende milieucompartimenten en de situatie aan de Belgische kustzone, maar blijven we bovennoemde aanpak trouw.*

## 5. PFAS in een aquatisch milieu

### 5.1 Aanwezigheid

Ongeveer 95% van alle PFAS komt naar schatting minstens eenmaal gedurende de levenscyclus in contact met water (Ahrens & Bundschuh 2014)<sup>27,28</sup>. Eens in een aquatisch milieu kunnen ze zich vlot en over lange afstanden verspreiden. Zo zijn PFAS terug te vinden in aquatische omgevingen wereldwijd tot in de open oceaan en de poolgebieden (Ahrens & Bundschuh 2014, Gonzalez-Gaya et al. 2014, Munoz et al. 2015, Gonzalez-Gaya et al. 2019, Kurwadkar et al. 2019, Fauconier et al. 2020, Casas et al. 2020, Fliedner et al. 2020, Joerrs et al. 2021, Miranda et al. 2021, Melake et al. 2022, Vlaeminck et al. 2023). PFAS zijn dus een mondiaal probleem en vereisen zodoende een wereldwijde monitoring en regulering (Stockholm Convention – PFAS Global Monitoring Plan, UNEP Guidelines 2015)<sup>29</sup>.

PFAS komen in water voor als anionen, wat resulteert in een hoge oplosbaarheid en mobiliteit. Lange-keten PFAS vertonen hydrofobe eigenschappen en hebben de neiging te binden aan deeltjes. Aan de andere kant zijn de korte keten PFAS eerder hydrofiel en verspreiden ze zich snel door het aquatisch milieu. Het bioaccumulatie-potentieel en het hieraan gelinkte risico op toxicologische effecten lijkt daarom bij lange-keten PFAS (PFOS, PFOA) hoger te liggen (Ahrens & Bundschuh 2014, EFSA 2020, ATSDR 2021). PFOS is de dominante PFAS-molecule in aquatische omgevingen (Houde et al. 2011, Ahrens & Bundschuh 2014, Zhang et al. 2019, Joerrs et al. 2021, Chen et al. 2023).

---

<sup>26</sup> De waarde van de gehele Europese economie ligt ergens rond de 14,5 triljoen euro (2021) (DG Communication).

<sup>27</sup> Hoeveel PFAS er jaalijks in waterlopen en zeeën terechtkomt is op basis van de momenteel beschikbare kwantitatieve data quasi onmogelijk in te schatten (Ruhl et al. 2023). Extrapolatie van Vlaamse emissiedata naar het Europees niveau suggereert dat jaarlijks circa 26 ton<sup>27,27</sup> PFAS in Europese aquatische ecosystemen (incl. marien) terechtkomt (Ruhl et al. 2023).

<sup>28</sup> Belangrijke bronnen zijn directe puntlozingen door PFAS-producerende bedrijven, alsook de vervuiling veroorzaakt via het vrijkomen van industrieel en huishoudelijk afvalwater (PFAS worden maar zeer beperkt tegengehouden door waterzuiveringsinstallaties), uitloging op stortplaatsen en vervuilde sites, recycling- en verbrandingsinstallaties, het hergebruik van vervuild rioolslib als meststof op landbouwgrond of via atmosferische depositie (EEA, PFAS actieplan 2022).

<sup>29</sup> PFAS wordt periodiek gemonitord in Europa en de Verenigde Staten (EPA-PFAS).

Hoe PFAS zich in water gedraagt is afhankelijk van zowel de specifieke fysicochemische kenmerken van individuele PFAS als van omgevingsfactoren. Hun gedrag als detergentachtige stof (onder de juiste omstandigheden gedragen lange ketens zich als micellaire structuren), maakt dat ze vlot met het water meebewegen en in zeeschuim terecht komen. De mobiliteit, absorptie en bioaccumulatie van PFAS worden sterk beïnvloed door abiotische parameters zoals organisch koolstofgehalte, temperatuur, saliniteit en concentraties aan atmosferische oxidanten (zie verder) (Hoff et al. 2003, Hagedoorn et al. 2008, 2014, Rainieri et al. 2017, Teunen et al. 2021, Evich et al. 2022, Liu et al. 2022, Bil et al. 2023, Lukic Bilela et al. 2023, Vlaeminck et al. 2023).

In realiteit komt in het aquatisch milieu vaak een combinatie van verschillende PFAS voor (More et al. 2019). Het gedrag en ecotoxicologisch effect van deze PFAS-cocktail is echter nog maar zelden op een systematische manier onderzocht. Bovendien verbinden opgeloste PFAS zich meestal met andere organische of anorganische stoffen (polluenten zoals metalen, chloorverbindingen, plastics), wat het onderzoek naar PFAS verder compliceert (Ahrens & Bundschuh 2014, More et al. 2019, Dai et al. 2022, Lukic Bilela et al. 2023).

## 5.2 Impact

Schadelijke effecten bij aquatische organismen te wijten aan te hoge PFAS-concentraties, van zowel lange als korte keten-PFAS, uiten zich vooral als afwijkende immuunresponses<sup>30</sup> (DeWitt et al. 2012, Lukic Bilela et al. 2023). Een effect dat aanleiding kan geven tot o.a. weefselschade, groeistoornissen, neurotoxiciteit, verminderde zwemcapaciteit, etc. (Hoff et al. 2003, Hagedoorn et al. 2008, 2014, Evich et al. 2022). Naast deze korte termijn-effecten zijn ook potentieel ingrijpende langetermijn-effecten van PFAS op de biodiversiteit niet uit te sluiten gezien het risico op genetische defecten bij geïmpacteerd organismen (Kim et al. 2021).

# 6. De Schelde

## 6.1 Aanwezigheid

Het monitoren van de milieukwaliteit van de Vlaamse waterlopen is een bevoegdheid van de Vlaamse overheid (Departement Omgeving). Binnen de context van de Kaderrichtlijn Water (Richtlijn 2000/60/EG) (zie 2.1.1 Europese regelgeving in een aquatische context) is de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) belast met de jaarlijkse monitoring van de aanwezigheid van gevaarlijke stoffen<sup>31</sup> in onze waterlopen. Uit een grootschalig recent onderzoek naar de verspreiding van PFAS in afvalwater, oppervlaktewater, de waterbodem, biota en grondwater in Vlaanderen blijkt dat PFAS overal in de Vlaamse waterlopen voorkomt. Voor het oppervlaktewater (75%) en biota (vissen) (100%) worden vrijwel altijd overschrijdingen van de toetsingswaarden voor humane consumptie<sup>32</sup> vastgesteld (Teunen et al. 2020, Vlaeminck et al. 2023, Vrt nws, VMM).

Voor de Zeeschelde lijkt onderhevig aan PFAS-vervuiling met enkele duidelijk geografisch afgebakende hot spots zoals rond Antwerpen (regio Zwijndrecht) (Vlaeminck et al. 2023, Vrt nws, VMM).

<sup>30</sup> De verstoring treft zowel het aangeboren (innaat), adaptief immuunsysteem als ontstekingsreacties.

<sup>31</sup> Aan de hand van zesjaarlijkse Stroomgebiedsbeheerplannen (2022-2027) voor de kustwateren en Schelde en Maas wordt gestreefd naar een goede milieutoestand van de natuurlijke oppervlaktewateren. De beheerplannen bevatten een overzicht van de geldende milieunormen.

<sup>32</sup> 0,0044 µg/L voor drinkwater, 0,0000045 µg/L voor visconsumptie.

Deze resultaten bevestigen eerdere onderzoeksresultaten uit 2021 in de Westerschelde, uitgevoerd door Wageningen University & Research<sup>33</sup> (van den Heuvel-Greve 2022). In de overgrote meerderheid van de water- en bodemstalen (sediment, slib, zand) werd PFAS aangetroffen. In het sediment, zand en slib was PFOS dominant, terwijl in het water verschillende soorten PFAS werden gedetecteerd. Net als in de studie van de VMM was er een geografische gradiënt merkbaar doorheen het Schelde-estuarium, met dalende PFAS-concentraties van oost naar west (met gemiddeld hogere concentraties nabij Bath en het Kanaal Gent-Terneuzen).

## 6.2 Impact

*Onderstaande bevindingen voor biota zijn getoetst aan de Environmental Quality Standard (EQSbiota) (milieunorm voor planten, dieren) van 9,1 µg (1 µg = 1.10<sup>-6</sup> g) PFOS/kg<sup>34</sup> of 9,1 nanogram (ng)/g lichaamsgewicht (wet weight, ww), zoals bepaald door de Richtlijn Prioritaire Stoffen (zie 2.1. Europese regelgeving in een aquatische context) (Richtlijn 2013/39/EU, EU Guidance on Biota Monitoring 2014).*

Historische onderzoeksresultaten waarschuwden reeds in het begin van het millennium voor een hoge mate van PFAS-vervuiling in biota uit de Westerschelde. Zo maten Hoff et al. (2003) de hoogste concentratie aan PFOS ooit in een organisme (7.760 ng/g ww) in een leverstaal van een schol (*Pleuronectes platessa*), gevangen nabij het kanaal Gent-Terneuzen. Ook in bot (*Platichthys flesus*) werden (te) hoge PFOS-concentraties waargenomen (200 µg/kg ww) (Stroomgebiedsbeheersplan Belgische kustwateren 2022-2027).

Naast te hoge PFOS-concentraties in vissen, is aangetoond dat PFOS zich ook bij aquatische invertebraten (zeesterren, krabben, garnalen) in de Schelde kan opstapelen tot potentieel toxische concentraties (Van de Vijver et al. 2002). De hoogste doses werden gevonden bij krabben (piek 877 ng/g ww) en garnalen (piek 520 ng/g ww), al moet gezegd dat deze onderzoeken plaatsvonden toen PFOS-producerende activiteiten nog uitgefaseerd werden.

In opdracht van de VMM (monitoringscampagne 2015-2018) onderzocht de Universiteit Antwerpen het voorkomen van PFAS in biota in Vlaamse waterlopen en het Schelde-estuarium (Teunen et al. 2021a, 2021b). Uit een screening van de PFAS-concentraties<sup>35</sup> in zoetwatermosselen, baars en paling op verschillende locaties in Vlaamse waterlopen bleek dat de milieunorm bij baars in 44% van de gevallen werd overschreden. Bij paling werden in 58% van de gevallen normoverschrijdingen vastgesteld, waarbij de gemiddeld gemeten PFAS-concentraties bij consumptie een risico zouden kunnen betekenen voor de volksgezondheid. Bij baarzen was dit enkel het geval op sterk verontreinigde locaties (Teunen et al. 2021). Op basis van de gemeten concentraties in biota en rekening houdend met het feit dat de Schelde vervuild is met andere pollutanten zoals kwik, dioxines, PCB's (polychloorbifenylen), etc. adviseert de VMM om geen zelf gevangen vis te consumeren.

Uit onderzoek van Wageningen University & Research zien we ook duidelijk bewijzen van bioaccumulatie en biomagnificatie, waarbij PFAS-concentraties toenamen van lamsoor (plant) (*Limonium vulgare*) naar schelpdieren, garnalen en vissen. In de visstalen was de concentratie het laagst in wijting (*Merlangius*

---

<sup>33</sup> De staalnames waren niet voor alle beschouwde soorten representatief en voor consumptie belangrijke soorten als krab en kreeft zijn niet meegenomen in dit onderzoek omwille van een niet ideale seizoenale timing om deze soorten te bemonsteren. Daarnaast is de invloed van de seizoenen op de aanwezigheid van PFAS niet meegenomen.

<sup>34</sup> Deze waarde is gebaseerd op een gemiddelde dagelijkse visconsumptie van 115 g ofwel een dagelijkse opname van 10,5 µg PFOS voor een persoon van 70 kg.

<sup>35</sup> De onderzoekers maakten een selectie van 15 PFAS-stoffen, waaronder vier perfluoroalkylsulfonzuren (PFASs) en 11 perfluoroalkylcarboxylzuren (PFCAs) (Teunen et al. 2021).

*merlangus*) en het hoogst in bot (*Platichthys flesus*), al waren de verschillen tussen de laagste en hoogste concentratie relatief klein. PFOS bleek overal de dominante PFAS en korte-keten PFAS werden niet gedetecteerd (van den Heuvel-Greve 2022).

Hoge en potentieel toxische concentraties zijn verder ook waargenomen bij meeuwen. Zo vertoonden enkele individuen in een kolonie Kleine mantelmeeuwen (*Larus fuscus*) bij Vlissingen te hoge PFAS-concentraties (Lopez-Antia et al. 2021).

De PFAS-gehaltenes gemeten in biota in bovenvermelde studies vertoonden in veel gevallen een geografische gradiënt die de PFAS-concentratie in de waterkolom weerspiegelt. Op uitzondering van enkele hot spots (3M, Kanaal Gent-Terneuzen) zien we een afname in PFAS-concentraties richting de monding van de Schelde.

## 7. Zeewater en biota

### 7.1 Aanwezigheid

Via riviertransport en atmosferische depositie komen PFAS in het marien milieu terecht (Prevedouros et al. 2005, Zhang et al. 2019, Sha et al. 2022, Savvidou et al. 2023), waar het wordt aangetroffen in de waterkolom, het zeeschuim, het sediment en biota (Zafeiraki et al. 2019, 2019b, Joerrs et al. 2021, Byns et al. 2022, Diao et al. 2022, De Brouwere et al. 2023, Vlaeminck et al. 2023). Eens in de waterkolom vindt er horizontaal en verticaal transport plaats (voornamelijk door een associatie met vaste (organische) deeltjes) resulterende in een uitgesproken verticale PFAS-gradiënt. De bulk aan PFAS bevindt zich daarbij in het oppervlaktewater (Casas et al. 2020, Ruhl et al. 2023, Savvidou et al. 2023, Ogunbiyi et al. 2024). Het onderzoek van Ogunbiyi et al. (2024) toonde aan dat de PFAS-concentratie in het oppervlaktewater maar liefst drie tot tien keer hoger lag dan op respectievelijk vier of tien meter diepte. Dit heeft mogelijks implicaties voor het potentieel toxisch effect op pelagische (soorten die de waterkolom als habitat verkiezen, bv. haring), bento-pelagische en bentische vissoorten (soorten die de zeebodem als habitat verkiezen, bv. bot) – en de hiermee gepaard gaande mobiliteit van PFAS doorheen de trofische keten (Lukic Bilela et al. 2023). Dit proces heeft mogelijks zijn doorwerking op PFAS-contaminatie in predatoren en de mens (visconsumptie) (Lukic Bilela et al. 2023). Na een verblijf in de waterkolom komt PFAS uiteindelijk op de zeebodem terecht. Er wordt verwacht dat op lange termijn de oceaanbodem het eindstation zal vormen voor mariene PFAS-vervuiling (Prevedouros et al. 2005, Gonzalez-Gaya et al. 2019, Savvidou et al. 2023).

Afgaande op monitorings- en onderzoeksdata bevinden de PFAS-concentraties in zeewater zich nagenoeg altijd onder de milieugrens, waar dit in waterlopen niet altijd het geval is (van de Vijver et al. 2003, Prevedouros et al. 2005, Zafeiraki et al. 2019, Fliedner et al. 2020, Teunen et al. 2021, Byns et al. 2022, ICES DOME). Dit kan deels verklaard worden door een toegenomen afstand tot de vervuiliingsbron en een sterk verdunningseffect, maar een verklaring kan ook gezocht worden in de opname-eigenschappen van bepaalde (lange-keten) PFAS. Zo stijgt de neiging van PFOS en PFOA (perfluorooctaan-1-ol) om zich te binden met sediment of opgeloste deeltjes naarmate het zoutgehalte toeneemt waardoor de fractie in de waterfase van deze PFAS-stoffen afneemt (Pan & You 2010, Wang et al. 2015, ). Estuaria kunnen op die manier fungeren als een PFOS-buffer voor het mariene milieu. In het mariene milieu concentreren de hoogste PFAS-concentraties zich in de kustgebieden (Yamashita et al. 2008, Zafeiraki et al. 2019, Joerrs et al. 2021, Byns et al. 2022, Lukic Bilela et al. 2023, ICES DOME).



## 7.1.1 de Noordzee

In de Noordzee wordt PFAS niet door alle Noordzeelanden periodiek gemonitord (**zie kaderstuk**), maar zijn deze stoffen binnen een onderzoekscontext reeds veelvuldig gedetecteerd. Niet geheel verwonderlijk gezien de Noordzee onder invloed staat van talrijke puntbronnen en in constante uitwisseling treedt met belangrijke riviersystemen en de Atlantische Oceaan. Zo is PFAS in de Noordzee teruggevonden in het sediment, de waterkolom (incl. zeeschuim en zeespray) en biota (Bignert et al. 2017, Zafeiraki et al. 2019, Fliedner et al. 2020, Joerrs et al. 2021, Byns et al. 2022, Berghmans et al. 2023, de Brouwere et al. 2023, ICES-DOME<sup>36</sup>). PFOS blijkt ook hier de meest dominante PFAS-verbinding gevolgd door andere PFAS-stoffen met lange koolstofketens.

### PFAS-monitoring in het BNZ?

De monitoring van de milieutoestand van het BNZ is een federale aangelegenheid (DG Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu, BMM). In het Belgisch deel van de Noordzee (BNZ) is de monitoring van perfluorstoffen (nog) niet verankerd binnen het kader van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRMS) (Richtlijn 2008/56/EG) (zie **2.1.1 Europese regelgeving in een aquatische context**), al worden wel metingen gedaan die kunnen doorstromen naar de KRMS. Verder neemt België deel aan het OSPAR's *Coordinated Environmental Monitoring Programme* (CEMP OSPAR), een monitoringsprogramma waarin jaarlijks diverse metingen verricht worden op biota en in sediment en zeewater (ICES-DOME, OSPAR). Omwille van beperkte middelen is een PFOS-monitoring van het BNZ voorlopig niet uitgevoerd.

Een inschatting van de verspreiding van PFAS in het BNZ is dus moeilijk te maken. Volgens het *Stroomgebiedsbeheersplan Belgische kustwateren 2022-2027* voor de implementatie van de KRW worden de mogelijkheden voor PFOS-monitoring op het BNZ onderzocht.

## 7.2 Impact

PFAS zijn reeds vastgesteld doorheen de mariene voedselketen. Van algen en plankton (primaire producenten), over ongewervelden en vissen tot de toppredatoren zoals pijlstormvogels, zehonden, dolfijnen en haaien (Houde et al. 2011, Galatius et al. 2013, Ahrens & Bundschuh 2014, Casal et al. 2017, Escoruela et al. 2018, Zafeiraki et al. 2019b, Liu et al. 2022).

De lagere trofische niveaus nemen met PFAS vervuild water en sediment op (bioaccumulatie) waarna de PFAS zich opstapelt naarmate men klimt in de voedselketen (biomagnificatie) (Giesy & Kannan 2001, Houde et al. 2011, Galatius et al. 2013, Muir et al. 2019, Teunen et al. 2021, Byns et al. 2022, van den Heuvel-Greve 2022, Lukic Bilela et al. 2023). Hoe langer de PFAS-keten, hoe sterker het bioaccumulerend potentieel. Zeezoogdieren en zeevogels vertonen de hoogste niveaus aan biomagnificatie in de mariene omgeving (Evich et al. 2022).

---

<sup>36</sup> Het ICES-DOME dataportaal biedt monitoringsdata van een breed spectrum van chemische parameters in zeewater, sediment en biota.

## 7.2.1 De Noordzee

In 2018 (Byns et al. 2022) en 2019 (Zafeiraki et al. 2019) werd uitvoerig onderzoek gedaan naar het voorkomen en de risico's van PFAS in biota uit de Noordzee, het BNZ en het Schelde estuarium. De resultaten van beide onderzoeken suggereren dat de Schelde als een belangrijke bron fungeert voor het transport van PFAS richting het BNZ en de kustzones van België en Nederland. PFAS-concentraties in biota die zich verder van de Schelde bevonden waren doorgaans lager dan deze nabij of in het estuarium (Zafeiraki et al. 2019, Byns et al. 2022). Een trend die eerder ook werd waargenomen zoals bij een biomonitoringscampagne van PFOS in schol (*Pleuronectes platessa*) en steenbolk (*Trisopterus luscus*) op de Westerschelde en het BNZ (Hoff et al. 2003) en onderzoek van Van De Vijver et al. 2006 (zie 6.2 Impact).

In het onderzoek van Byns et al. (2022) werd de bioaccumulatie en de trofische overdracht van PFAS bestudeerd in lever- en spierweefsel van zeven vissoorten en in het lichaamweefsel van twee schaaldiersoorten, verzameld op 10 locaties in de Belgische Noordzee. De ecologische grenswaarde (9,1 ng/g ww PFOS) ( $QS_{\text{biota,hh}}$ ) werd in het BNZ overschreden bij twee visstalen (Schol, *Pleuronectes platessa*). Deze soort bleek ook de hoogte gemiddelde PFOS-concentratie te bevatten (52,5 ng/g ww). Uit de verdere analyse van de resultaten blijkt dat de consumptie van commercieel belangrijke soorten potentiële gezondheidsrisico's (getoetst aan de EFSA-standaard van een PFAS-opname van 0.63 ng/kg lichaamsgewicht per dag) met zich mee kunnen brengen indien meer dan 17 g/dag noordzeegarnaal (*Crangon crangon*), 18 g/dag schol (*Pleuronectes platessa*), 26 g/dag tong (*Solea solea*) en 43 g/dag wijting (*Merlangus merlangus*) geconsumeerd wordt. Ter vergelijking, in België bedraagt de gemiddelde dagelijkse visconsumptie ca. 60 g/dag (EUMOFA)<sup>37</sup>. Een ongevarieerd dieet met soorten die gevoelig zijn voor hoge PFAS-concentraties is dus niet aangewezen.

Indien de stalen geijkt werden tegen een grenswaarde<sup>38</sup> die het risico voor secundaire vergiftiging bij organismen hogerop in de voedselketen moet inschatten bleken 43% van de schol stalen en 28% van de tong stalen deze grenswaarde te overschrijden (Byns et al. 2022). Een bevinding met enige ecologische en economische relevantie gezien mariene predatoren<sup>39</sup> een sleutelrol spelen in het bepalen van de structuur en functie van ecosystemen (en dus een bepalend karakter hebben voor de levering van ecosysteemdiensten) en deze soorten reeds druk ondervinden door overbevissing, habitatverlies, klimaatopwarming, etc. In het onderzoek van Zafeiraki et al. (2019) bleek vooral paling (*Anguilla anguilla*) een probleemsoort. Verschillende palingstalen vertoonden immers voor menselijke consumptie gevaarlijke concentraties aan PFOS.

Op basis van bovenstaande resultaten is het aangewezen de PFAS-concentraties in commercieel belangrijke soorten op te volgen (Byns et al. 2022, FAVV). Zo bleek uit de controle van diverse visserijproducten in 2023 door het FAVV dat er een te hoge concentratie PFAS werd aangetroffen in één

---

<sup>37</sup> De *Environmental Quality Standard* voor biota (millieunorm vanuit een humaan gezondheidsperspectief) ( $EQS_{\text{hh}}$ ) (9,1 µg/kg ww) werd overschreden in drie stalen (tweemaal voor schol (*Pleuronectes Platessa*) en eenmaal voor tong (*Solea Solea*)).

<sup>38</sup> Om wilde dieren te beschermen tegen het risico op indirecte besmetting via hun dieet met PFOS werd een specifieke Europese grenswaarde opgesteld (33 µg PFOS/kg) ( $QS_{\text{biota,sec.pois.}}$ ) (EU 2014).

<sup>39</sup> Een vergelijkende studie van de concentratie aan zeven PFAS-types bij drie toppredatoren (bruinvis (*Phocaena phocaena*), gewone zeehond (*Phoca vitulina*) en de witsnuitdolfijn (*Lagenorhynchus albirostris*)) in de Deense Noordzee toonde aan dat zeehonden de hoogste geaccumuleerde concentratie aan PFAS bevatten (758,8 ng/g ww), tegenover 355,8 ng/g ww voor de bruinvis en 439,9 ng/g ww voor de witsnuitdolfijn. Het betreffen hier significante overschrijdingen van de milieunorm van 9,1 µg/kg ww, ofwel 9,1 ng/g ww (Galatius et al. 2013).

garnaalstaal (FAVV)<sup>40</sup>. Daarnaast bleven drie garnaalstalen net onder de limietwaarde (op een totaal van tien stalen). Bovendien lijkt PFAS efficiënt te worden overgedragen op de mens bij de consumptie van gecontamineerd zeevoedsel (Alves et al. 2017)<sup>41,42</sup>. Voorlopig blijft het evenwel onduidelijk welke gezondheidsrisico's gecontamineerd zeevoedsel met zich meebrengen voor mensen, temeer omdat de waargenomen fysiologische reacties bij biota niet één op één te vergelijken zijn met die bij mensen (Rainieri et al. 2017). Het lijkt evenwel aannemelijk dat het risico en de impact van een eventuele toxicologische respons positief gelinkt is aan de cumulatieve dosis PFAS en de aanwezigheid van andere polluenten (Rainieri et al. 2017, Ojo et al. 2021, Liu et al. 2022, Bil et al. 2023).

Naast het aspect van voedselveiligheid moeten we ook ingaan op eventuele risico's met betrekking tot waterrecreatie. Op basis van geruststellende PFAS-metingen in zeewater (Bokkers et al. 2023, De Brouwere et al. 2023, ICES DOME), bestaat er op dit moment geen nationale, noch Europese verplichting om het strandwater te testen op PFAS ter beoordeling van de zwemwaterkwaliteit. Nederland daarentegen heeft op eigen initiatief een risicogrenswaarde van 120 ng/L bepaald voor het strandwater (Müller & Smith 2021).

## 8. Sediment en strand

### 8.1 Aanwezigheid

PFAS komt voor in het bodemsediment van waterlopen en zeeën wereldwijd (Yamashita et al. 2008, Ahrens et al. 2010, EEA 2019, Gonzalez-Gaya et al. 2019, Munoz et al. 2019, Joerrs et al. 2021, Evich et al. 2022, Chen et al. 2023). Onderzoekers gaan ervan uit dat op lange termijn de oceaanbodem de finale sink zal vormen voor mariene PFAS-vervuiling (Prevedouros et al. 2005, Gonzalez-Gaya et al. 2019, Savvidou et al. 2023).

Hoe minder wateroplosbaar<sup>43</sup> de PFAS-molecule des te groter de neiging om met sedimentpartikels te binden (bv. PFOS en PFOA) (Kurwadkar et al. 2019). Naast hydrofobiciteit spelen ook pH, temperatuur, de hoeveelheid organische materie, de microbiële gemeenschap en het zuurstofgehalte een rol in de mate waarin PFAS associeert met sediment (Ahrens et al. 2010, Pan & You 2010, EEA 2019, Liu et al. 2019, Teunen et al. 2021, Evich et al. 2022, Chen et al. 2023). Gezien de trend naar kortere, hydrofiele PFAS-moleculen mag aangenomen worden dat metertijd de relatieve verhouding wateroplosbare-PFAS zal toenemen t.o.v. sediment-gebonden PFAS (Ruhl et al. 2023).

PFOS is omwille van zijn grootschalige productie en hydrofoob karakter vandaag de meest voorkomende PFAS-molecule in sediment. De geografische distributie van sediment-PFOS is evenwel niet overal gelijk. Naast het evidente effect van PFOS-hot spots zorgt een dalende oplosbaarheid van PFOS in zouter water ervoor dat estuaria veelal meer PFOS in hun sediment herbergen dan sediment verder landinwaarts (Pan & You 2010, Wang et al. 2015, EEA 2019).

---

<sup>40</sup> Het Instituut voor Landbouw-, Visserij-, en Voedingsonderzoek (ILVO) zal meer stalen onderzoeken van verschillende plaatsen in de Noordzee om na te gaan of er op bepaalde plaatsen of in bepaalde zones een hoger risico is op contaminatie van noordzeegarnalen is dan elders.

<sup>41</sup> Het ECsafeSEAFOOD project (FP7 2013-2017) had als doel het beoordelen van de geschiktheid voor consumptie van zeevruchten voor een reeks prioritaire verontreinigende stoffen en de kwantificatie van de transmissie van deze stoffen in het milieu.

<sup>42</sup> Onderzoek naar het effect van de bereidingswijze van zeevoedsel op de overdracht van PFAS en andere zorgwekkende contaminanten naar de mens toonde geen eenduidig effect aan (Alves et al. 2017).

<sup>43</sup> Hydrofobe, lange, weinig vertakte PFAS-moleculen zijn ook voornamelijk terug te vinden in visweefsel waardoor dit type vaak voorkomt in humaan weefsel na visconsumptie (Kurwadkar et al. 2019).

### 8.1.1. De Noordzee

De voorbije jaren zijn er op verschillende tijdstippen PFAS-metingen uitgevoerd op verschillende locaties op het strand en in de duinen langs de Nederlandse en Belgische kust (Hollander 2019, Rutting & Rummens 2020, De Brouwere et al. 2023, BNNVARA). PFAS werd steeds gedetecteerd, maar in zeer variabele concentraties, samenstelling en geografische spreiding

Recent waren er in Nederland<sup>44</sup> en België bezorgdheden omtrent de relocatie van met PFAS vervuild slib bij constructiewerken of kustverdedigingsingrepen (De Standaard, Vrt nws, Deltares 2019). Binnen deze context onderzocht Deltares het aandeel van slibtransport in de uiteindelijke totale PFAS-vracht voor verschillende economisch belangrijke locaties (waaronder het Kanaal Gent-Terneuzen) (van Kessel & Osté 2019). De voortgang van de werken werd toen gegarandeerd door het instellen van een tijdelijk handelingskader voor hergebruik van PFAS-houdende grond en baggerspecie (Noordzeeloket). Volgens dit handelingskader mag met PFAS-gecontamineerd sediment benedenstrooms binnen hetzelfde oppervlaktewaterlichaam blijven verspreid worden zonder toetsing van de milieunorm. Ook het storten van vervuilde baggerspecie op zee is toegestaan, volgens de aanname dat de baggerspecie zou bezinken ongeacht waar de natuur het ook heen zou voeren (*stand still principe*).

## 8.2 Impact

Over de impact van met PFAS-gecontamineerd sediment op biota is nog maar weinig geweten, al kunnen er gezondheidsrisico's optreden voor bentische (bodem) organismen indien de vervuiling te hoog wordt (Zhao et al. 2015).

Bij verschillende PFAS-metingen langsheen de Nederlandse stranden werden PFAS-concentraties vastgesteld die reden waren tot bezorgdheid ( $>59,0 \mu\text{g}/\text{kg}^{45}_{\text{PFOS}}$ ) (Hollander 2019, Rutting & Rummens 2020, BNNVARA, RIVM). Naar de oorzaak voor het detecteren van PFAS op het strand en in de duinen wordt gekeken naar zeespray aerosolen (zie **9. Zeespray aerosolen**) en zeeschuim (zie **10. Zeeschuim**) (Hollander 2019, van den Heuvel-Greve 2022, Berghmans et al. 2023, BNNVARA). Aan de Belgische kust (Knokke) onderzocht VITO het voorkomen van PFAS in het strand en in de duinen. De hoogste concentraties aan PFAS werden geregistreerd in duinzand ( $5,9 \mu\text{g}/\text{kg}$  PFAS<sub>EFSA</sub>;  $9,8 \mu\text{g}/\text{kg}$  PFAS<sub>totaal</sub>) en langs het hoogstrand ( $0,62 \mu\text{g}/\text{kg}$  PFAS<sub>EFSA</sub>;  $1,0 \mu\text{g}/\text{kg}$  PFAS<sub>totaal</sub>). Ter vergelijking, de toetsingswaarde<sup>46</sup> op basis van het tijdelijk handelingskader (bepaald door de PFAS-opdrachthouder van de Vlaamse overheid) voor natuurgebied bedraagt  $3,8 \mu\text{g}/\text{kg}$  PFOS, deze voor recreatiegebied bedraagt  $110 \mu\text{g}/\text{kg}$  PFOS (Touchant et al. 2022). Het risico voor de volksgezondheid door de blootstelling aan met PFAS-gecontamineerd zand of sediment wordt op basis van de huidige observaties klein geacht gezien het zeer lage risico op een te hoge ingestie of overmatig huidcontact van gecontamineerd zeezand (De Brouwere et al. 2023). Een uitgebreidere staalnamecampagne is aangewezen om deze hypothese te bevestigen (De Brouwere et al. 2023).

Naast direct contact met zand houdt de insijpeling van PFAS van het strand naar de zoete grondwaterlenzen onder de duinen potentieel een risico in voor de volksgezondheid indien dit grondwater gebruikt wordt als drinkwater of voor de productie ervan. Momenteel is er evenwel nog veel

<sup>44</sup> Informatie over de beschikbare onderzoeksgegevens met betrekking tot PFOS/PFOA in de grond (bodem) in de regio rond Amsterdam (het werkgebied van de Omgevingsdienst Noordzeekanaalgebied) is verzameld en verwerkt in een PFOS/PFOA-kaart.

<sup>45</sup> Interventiewaarde voor PFOS in de bodem (RIVM).

<sup>46</sup> Boven deze waarden wordt men in principe verplicht de bodem te saneren.

onduidelijkheid over de transfer van PFAS doorheen de bodem naar het grondwater. Belgische data over de verspreiding van PFAS in het grondwater in de kustzone zijn na te gaan op de [PFAS-verkenner](#) en in de studie van (Vlaeminck et al. (2023)). Op basis hiervan zijn op een aantal locaties in de kustzone beperkingen opgelegd inzake grondwatergebruik (figuur 2, [PFAS-verkenner](#)).

## 9. Zeespray aerosolen

### 9.1 Aanwezigheid

Zeespray aerosolen (SSA) zijn zeewaterdruppels bestaande uit een mengeling van zeewater en organische materie die de atmosfeer<sup>47</sup> in worden geslingerd wanneer luchtbellens aan het oceaanoppervlak openbarsten (figuur 3) (Johansson et al. 2019, Allen et al. 2020). Ze komen dus voornamelijk tot stand bij het breken van golven. Hoeveel en hoe groot de SSA zijn die gevormd worden, is afhankelijk van verschillende factoren waaronder: de windkracht, het zoutgehalte, de lucht- en zeewatertemperatuur en de aanwezigheid van oppervlakte-actieve stoffen.

De overdracht van PFAS van de oceaan naar de atmosfeer is reeds herhaaldelijk wetenschappelijk beschreven (Johansson et al. 2019, Oldenkamp et al. 2022, Sha et al. 2022, Amato et al. 2023, Berghmans et al. 2023). SSA blijken een belangrijk transportmedium te zijn voor PFAS<sup>48</sup> (Johansson et al. 2019, Sha et al. 2022, Sha et al. 2024) waarbij de grootteorde deze van de gekende terrestrische bronnen kan benaderen of zelfs overschrijden (Sha et al. 2024). Dit impliceert dat we het mariene milieu niet enkel als een sink voor PFAS mogen zien, maar ook als een potentieel belangrijke oorzaak van PFAS-vervuiling op het land. SSA zijn in staat PFAS over een zeer grote afstand (honderden tot tienduizenden kilometers) te transporteren voordat ze neerslaan op het land (Johansson et al. 2019, Casas et al. 2020), al zijn het in eerste instantie de kustregio's die geïmpacteerd worden door de depositie van SSA-gebonden PFAS (Hollander 2019, Johansson et al. 2019, Sha et al. 2022, Amato et al. 2023, Sha et al. 2024).

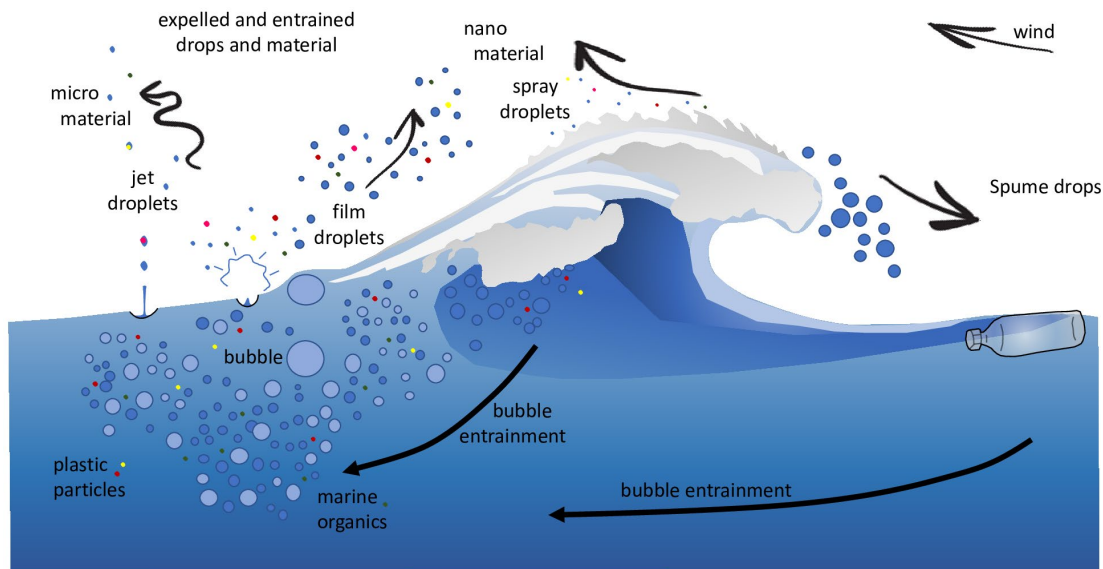
Hoe sterk zeespray aerosolen verrijkt zijn, is afhankelijk van de lengte van de PFAS-keten (hogere aanrijking bij langere ketens), de hoeveelheid organische materie in het oppervlaktewater en de druppelgrootte (Johansson et al. 2019, Casas et al. 2020, Oldenkamp et al. 2022). SSA kleiner dan 1,6 µm, een grootte die lange-afstands atmosferisch transport toelaat, lijken bijzonder geschikt om PFAS op te nemen en te transporteren (Johansson et al. 2019<sup>49</sup>). Het is evenwel belangrijk op te merken dat de wetenschappelijke onzekerheden substantieel zijn. Zo is er nog te weinig inzicht in de oceanische PFAS-concentraties, de levensduur en verspreiding van aerosolen, de componenten in de aerosolen die de concentratie aan PFAS beïnvloeden, de afbraakmechanismen (UV, saliniteit, ozon), etc.

---

<sup>47</sup>PFAS bereikt de atmosfeer via drie primaire bronnen: (1) de directe emissie tijdens het productieproces; (2) een atmosferische transformatie van PFAS-precursoren<sup>47</sup> en (3) de transfer naar de lucht via sea spray aerosolen (Oldenkamp et al. 2022). De capaciteit van PFAS om zich via de lucht over grote afstanden te verspreiden is reeds enige tijd vastgesteld en de globale bijdrage van atmosferische PFAS is aanzienlijk (Ahrens et al. 2010, 2011, Dreyer et al. 2010, Ahrens & Bundschuh 2014, Johansson et al. 2019, Evich et al. 2022, Ruhl et al. 2023).

<sup>42</sup> Men schat dat wereldwijd jaarlijks zo'n 122 ton PFOA en 183 ton PFOS via SSA in de atmosfeer terechtkomen waarvan ca. 3% vervolgens opnieuw op het land neerslaat (Johansson et al. 2019).

<sup>49</sup> In dit onderzoek werd gebruik gemaakt van de massa van een referentie-element (Na<sup>+</sup>) voor het normaliseren van PFAS-metingen en het berekenen van de aanrijgingsgraad.



**Figuur 3.** Illustratie van de vorming van zeespray en hun vector functie in de verspreiding van polluenten (waaronder in dit beeld plastics). Beeld uit Allen et al. (2020).

### 9.1.1 De Noordzee

Langs de Belgische kust voerde VITO, in samenwerking met het Agentschap Zorg en Gezondheid, recent onderzoek<sup>50</sup> uit naar de aanwezigheid van PFAS in zwevend stof en depositiestof. De resultaten zijn getoetst aan simultane (referentie) metingen in stedelijk (Borgerhout) en landelijk (Dessel) gebied (Berghmans et al. 2023, Vrt nws). Op verschillende tijdstippen gedurende het jaar (lente-zomer-herfst 2022) werden zowel actieve als passieve luchtkwaliteitsmetingen uitgevoerd op drie verschillende locaties op het hoogstrand (boven de laagwaterlijn) in Duinbergen (1 meetstation) en Knokke-Zoute (2 meetstations). Na analyse van de stalen bleek PFAS consequent voor te komen in zowel zwevend stof als depositiestof, al varieerden de concentraties sterk tussen de stalen onderling met door de band hogere waarden in Knokke-Zoute in vergelijking met Duinbergen. Opvallend was dat de PFAS-concentraties in de drie meetstations aan de kust zonder uitzondering significant hoger lagen dan deze gemeten in het landelijk en stedelijk meetstation.

Naar aanleiding van het onderzoek van VITO is recent vergelijkbaar<sup>51</sup> onderzoek uitgevoerd op twee locaties aan de Nederlandse kust<sup>52</sup> (Amato et al. 2023, BNNVARA). Het onderzoek werd gemotiveerd door de noodzaak om een inschatting te maken van de potentiële bedreiging van de drinkwaterproductie na duinfiltratie door PFAS. Na analyse bleek PFAS ook op de Nederlandse stranden overal en in sterk variërende mate voor te komen. De hoeveelheid PFAS leek daarnaast positief te correleren met de windkracht en zodoende de hoeveelheid zeespray. De samenstelling van PFAS in SSA was zeer vergelijkbaar met die in zeewater, wat de hypothese ondersteunt dat atmosferische PFAS op deze

<sup>50</sup> Om de atmosferische PFAS-concentratie te bepalen zijn er twee technieken die men kan toepassen: enerzijds meet men direct het PFAS-gehalte in de lucht (actieve bemonstering van zwevend stof) of men meet de depositie van zwevend stof naar de bodem of het zeeoppervlak (passieve bemonstering).

<sup>51</sup> Er bestaat nog geen gestandaardiseerde methode voor het meten van atmosferische PFAS.

<sup>48</sup> De hoeveelheid PFAS in de aerosolen werd afgeleid op basis van een Na<sup>+</sup>-tracer. De massa van het referentie-element Na<sup>+</sup> wordt in het onderzoek gebruikt voor het normaliseren van de PFAS-concentraties en het bepalen van de aanrijtingsgraad.

locaties via de vorming van SSA uit zee afkomstig zijn. Tot slot was het opmerkelijk dat de SSA-stalen tussen de 20 en 4.000 keer meer PFAS bevatten dan de zeewaterstalen (Amato et al. 2023).

De bevindingen van het Nederlands onderzoek liggen sterk in lijn met het Belgische onderzoek. Bovendien zijn de geobserveerde aanrijkingwaarden en sterke concentratiegradiënten consistent met veldonderzoek in andere regio's (Hollander 2019, Casas et al. 2020, Sha et al. 2022). Het feit dat de concentratie van PFAS in SSA wel duizenden malen hoger kan liggen dan die in zeewaterstalen is opmerkelijk en duidt op een zeer efficiënte overdracht<sup>53</sup> van PFAS in zeewater naar de atmosfeer (Johansson et al. 2019, Sha et al. 2022, Amato et al. 2023). De aanrijkingwaarden overtreffen wat eerder in labo-onderzoek is waargenomen, waar de aanrijking beperkt bleef tot een grootteorde van een factor 4-5 (Johansson et al. 2019).

## 9.2 Impact

Door het ontbreken van gezondheidkundige advieswaarden voor PFAS-verrijkte SSA ontwikkelde VITO een tijdelijk toetsingskader<sup>54</sup> (0,44-2,2 ng/m<sup>3</sup> omgevingslucht) om de gezondheidsrisico's verbonden aan een chronische blootstelling aan PFAS (jaargemiddelde concentratie in ng/kg lichaamsgewicht) in zwevend stof te evalueren. Voor de vier EFSA-componenten samen (PFNA, PFOA, PFHxS, PFOS) kan gesteld worden dat de gemeten concentraties (uitgemiddeld over de beide meetlocaties) een factor 7 onder de ondergrens van het tijdelijke toetsingskader liggen (Berghmans et al. 2023).

Uit het beperkt aantal stalen, en dit van zowel het Belgisch als Nederlands onderzoek, blijkt geen direct risico voor de volksgezondheid. Al is het niet uit te sluiten dat PFAS in SSA een doorwerking heeft op de nabije natuur en haar ecosysteemdiensten, met name voor het strand, de duinen en de drinkwatervoorziening (Amato et al. 2023). Het vergaren van kennis over de prevalentie, verspreiding en impact ervan op het milieu en de volksgezondheid vereist bijgevolg verdere verdieping (Berghmans et al. 2023).

# 10. Zeeschuim

## 10.1 Aanwezigheid

De vorming van zeeschuim heeft veel gemeen met de vorming van zeespray aerosolen. Hoe sterker het wind- en golfklimaat hoe meer zeeschuim er kan ontstaan. Je vindt zeeschuim dan ook het vaakst terug in de branding (zone waar de golven breken en uitrollen op het strand). Zeeschuim ontstaat door een samenspel van zeewater, wind en oppervlakte-actieve stof(fen) (een surfactant). Deze surfactant kan zowel van menselijke (meststoffen, detergent, etc.) als van natuurlijke oorsprong zijn (dode organische materie van fytoplankton), waardoor het voorkomen ervan een seizoenaal karakter kent, met langs de Belgische kust een piek in de lente (maart-mei) (Philippart et al. 2020).

---

<sup>53</sup> De PFAS-gradiënt is ook verticaal in de waterkolom erg uitgesproken. De PFAS-concentratie in aerosolen was in het onderzoek van Casas et al. (2020) namelijk een paar duizend keer hoger dan deze in de bovenste 1 mm zeewater (de *surface microlayer*), dewelke op zijn beurt een stuk meer PFAS bevatte dan de bovenste 0.3 m oppervlaktewater.

<sup>54</sup> Berghmans et al. 2023 vertrekt van de grenswaarde voor chronische orale blootstelling zoals bepaald door EFSA voor de vier EFSA-PFAS verbindingen (PFNA, PFOA, PFHxS, PFOS). Een toegestane wekelijkse inname van 4,4 ng/kg werd gecorrigeerd met een inhalatiecoëfficiënt voor een volwassen persoon (20 m<sup>3</sup> en 70 kg lichaamsgewicht). Een wettelijk of gezondheidkundig toetsingskader is immers nog niet voorhanden.

## 10.1.1 De Noordzee

VITO bemonsterde<sup>55</sup> (in samenwerking met het Agentschap Zorg en Gezondheid) in 2021 en 2022 op twee verschillende locaties aan onze kust het zeeschuim (Knokke: n= 6 en de Haan: n= 1) (De Brouwere et al. 2023). In deze stalen werden sterk variërende PFAS-concentraties<sup>56</sup> gedetecteerd (8,7 µg/L – 2.400 µg/L). In navolging van het onderzoek van VITO onderzocht het Nederlandse Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu het voorkomen van PFAS in zeeschuim langs de Nederlandse kust, waaruit sterk vergelijkbare resultaten bleken (Bokkers et al. 2023).

Door de grote variabiliteit in gemeten PFAS-concentraties, het zeer beperkt aantal stalen en de zeer beperkte geografische en temporele spreiding zijn deze resultaten eerder richtinggevend en kunnen ze niet als representatief beschouwd worden voor de werkelijke PFAS-verspreiding in zeeschuim aan de Belgische of Nederlandse kust. Een uitgebreidere staalname moet dan ook uitsluitel brengen over het voorkomen en risico's van PFAS in zeeschuim (De Brouwere et al. 2023, Bokkers et al. 2023).

## 10.2 Impact

De impact van de gemeten PFAS-concentraties in zeeschuim op de volksgezondheid hangt af van verschillende blootstellingsfactoren, zoals de frequentie en duur van het contact, hoeveel schuim met de huid in contact komt en/of hoeveel schuim er wordt ingeslikt. Om een inschatting te maken van dit risico heeft VITO gebaseerd op de vier EFSA-PFAS een eigen blootstellings- en risicobeoordelingskader<sup>57</sup> (voor kinderen en volwassenen) opgesteld met het oog op recreatie aan zee (De Brouwere et al. 2023). VITO benadrukt dat de resultaten van deze analyse als oriënterend moeten worden beschouwd. Het beperkte aantal stalen, de grote variatie in concentraties en de onzekerheid over blootstellingsfactoren vereisen voorzichtigheid bij de interpretatie van de gezondheidskundige risicobeoordeling.

Afgaande op deze risicobeoordeling blijkt dat, de blootstelling aan PFAS ten gevolge van contact met gecontamineerd zeeschuim zeer variabel is. Op basis van het standaardscenario (7-8 dagen contact met zeeschuim en ingestie van 1-3 slokken/dag) zijn de resultaten doorgaans geruststellend. Een overschrijding van de gezondheidskundige toetsingswaarde van 0,63 ng/kg.dag doet zich hier enkel voor bij het staal met de hoogste PFAS-concentratie (2.400 µg/L) waarbij kinderen (1-10 jaar) een overschrijding ten opzichte van de toetsingswaarde optekenen. Indien men uitgaat van het hoog-risico scenario (dagelijkse ingestie van 3-5 slokken zeeschuim of gedurende 25 dagen per jaar intensief en langdurig contact)<sup>58</sup> zijn de PFAS-concentraties in meerdere stalen zorgwekkend.

Op basis van deze resultaten kan men PFAS in zeeschuim voor mensen die volgens het gehanteerde standaardscenario in contact komen met zeeschuim beschouwen als een extra blootstellingsroute, naast meer gangbare contaminatieroutes zoals bijvoorbeeld voedsel, drinkwater en productgebruik<sup>59</sup>.

---

<sup>55</sup> Bemonsteringsprotocol was niet gestandaardiseerd daarnaast waren verschillende zeeschuimstalen gecontamineerd met water en zand.

<sup>56</sup> Er werd getest op de aanwezigheid van een 50-tal PFAS. PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS vormden 90% van de gedetecteerde PFAS.

<sup>57</sup> PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS zijn de vier dominante PFAS in de stalen, waarvoor de EFSA een gezondheidskundige grenswaarde heeft vastgesteld. Omdat er geen gestandaardiseerde methode was voor het kwantificeren van de chronische blootstelling aan PFAS in zeeschuim, heeft VITO een eigen beoordelingskader ontwikkeld voor de Belgische monsters. VITO toetste de gemiddelde jaarlijkse blootstelling aan de EFSA TWI van 4,4 ng/kg lichaamsgewicht voor zowel orale als cutane blootstelling, wat overeenkomt met een TDI van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht.

<sup>58</sup> Voor kinderen (1-10 jaar) ligt de drempel lager (tot drie slokken per dag of acht dagen intensief huidcontact). Al is de EFSA-norm niet aangepast aan kinderen.

<sup>59</sup> Schattingen voor de vier EFSA-PFAS verbindingen (PFOS, PFOA, PFNA, PFHxS) via voeding bedragen voor peuters : gemiddeld – P95 respectievelijk 2,94 en 7,55 ng/kg.dag; voor volwassenen: gemiddeld – P95 respectievelijk 0,84 en 2,29 ng/kg.dag (EFSA 2020).



Al ligt het risico voor watersporters potentieel hoger. Een belangrijke kanttekening is het feit dat in België de piek van het zeeschuim in de lente (maart-mei) valt, wanneer er een zwemverbod geldt in de badzones.

Op basis van de resultaten van het onderzoek stelde het Agentschap Zorg en Gezondheid enkele voorzorgsmaatregelen in (PFAS Vlaamse overheid):

- Niet spelen in of met zeeschuim;
- Niet bewust zeeschuim inslikken;
- Een goede hygiëne toepassen na een strandbezoek, bijvoorbeeld door het lichaam af te spoelen met water en de handen te wassen.

## 11. Mitigatie van PFAS

Een industriële sanering van PFAS gebeurt veelal d.m.v. chemische stabilisatie, verbranding of een behandeling met UV-straling (EPA 2017, Ruhl et al. 2023). Deze methoden zijn echter duur, weinig efficiënt en de verbranding is zeer energie-intensief. Saneren wordt gezien de schaal van PFAS-vervuiling dan ook enkel in specifieke gevallen van hoogste noodzaak ingezet. Om deze redenen focust het Europese PFAS-beleid vooral op preventie (zie **2.1 De Europese context**).

Monitoringsdata onderschrijven het belang van preventie. Zo wordt voor de historische (lange-keten) PFAS op verschillende locaties in Europa een stabilisatie of zelfs een daling van de concentraties opgetekend (Hoff et al. 2003, Steunpunt Milieu & Gezondheid 2021, Byns et al. 2022, Stroomgebiedsbeheersplan Belgische kustwateren 2022-2027, ICES DOME) met onder meer dalende PFOS-concentraties in het Schelde-estuarium voor de periode 2014-2019 (Stroomgebiedsbeheersplan Belgische kustwateren 2022-2027). Een ander concreet voorbeeld zijn de resultaten van het Zweedse *Marine Contaminant Monitoring Programme* waarbij gedurende 40 jaar de spatio-temporele evolutie in PFAS in het marien milieu (o.a. in vis- en vogelsoorten) werd onderzocht. Uit dit onderzoek bleek dat PFAS-concentraties stabiliseerden na de introductie van striktere regelgeving (Soerensen & Faxneld 2023). Beide voorbeelden tonen aan dat mits een goed marien- en kustbeheer, geruggesteund door een adequaat monitoringsprogramma een deel van de veroorzaakte impact kan gecontroleerd of zelfs teruggedraaid worden (Lukic Bilela et al. 2023).

In de toekomst is er mogelijks nog een andere piste waarop men kan vertrouwen voor het mitigeren van PFAS. Uit cases in het verleden is immers gebleken dat, mits voldoende tijd en een continue blootstelling aan een bepaalde pollutant, micro-organismen katabolische (afbraak) reacties hiertegen gaan ontwikkelen (Zanaroli et al 2015, Wackett 2021). Rekening houdend met de fysicochemische eigenschappen van PFAS-verbindingen en de transferroute van PFAS naar de zeebodem is het aannemelijk dat dergelijke reacties eerst in de (diep)zee ontstaan (Lukic Bilela et al. 2023). Eens PFAS deze locatie heeft bereikt is het risico voor de volksgezondheid echter quasi nihil waardoor responsief onderzoek en een brongerichte aanpak van de problematiek in combinatie met doelgroep-gerichte sensibiliseringsacties nog voor afzienbare tijd erg waardevol zullen zijn in de aanpak van de PFAS-problematiek.

## 12. Referenties

1. (2014). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance document no. 32 on biota monitoring: (the implementation of EQS<sub>biota</sub>) under the Water Framework Directive. Technical Report - 2014 - 083. Publications Office of the European Union: Luxembourg. ISBN 978-92-79-44634-4. 75 pp.
2. (2016). Health effects support document for perfluorooctane sulfonate (PFOS). Environmental Protection Agency: Washington. [diff. pag.] pp
3. (2017). Some chemicals used as solvents and in polymer manufacture. International Agency for Research on Cancer: Lyon. ISBN 978-92-832-0148-9. vii, 276 pp.
4. (2017). Technical Fact Sheet – Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) and Perfluorooctanoic Acid (PFOA). November 2017. United States Environmental Protection Agency: United States. 8 pp.
5. (2020). Poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) accompanying the document Communication from the commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions chemicals strategy for sustainability towards a toxic-free environment. European Commission: Brussels. 21 pp.
6. (2021). Factsheet: Perfluorverbindingen (PFAS). Steunpunt Milieu & gezondheid: [s.l.]. 19 pp.
7. (2021). Toxicological profile for perfluoroalkyls. ATSDR: USA. xvii, 822 + appendices pp.
8. (2022). Conceptnota vize zeer zorgwekkende stoffen:Op weg naar een veilig Vlaanderen voor zeer zorgwekkende stoffen. Vlaamse overheid, Departement Omgeving: Brussel. 27 pp.
9. (2022). De cirkel rond? Eindrapport van de opdrachthouder voor de aanpak van de PFAS-problematiek aangesteld door de Vlaamse Regering . Vlaamse overheid, Departement Omgeving: Brussel. 138 pp.
10. (2022). Europese maximumgehalten voor PFAS-verontreiniging in levensmiddelen. Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu: Brussel. 4 pp.
11. (2022). PFAS Actieplan. Een opstap naar de aanpak van zeer zorgwekkende stoffen. Vlaamse overheid, Departement Omgeving: Brussel. 81 pp.
12. (2022). Rapporteringsdocument aangaande de aanbevelingen Parlementaire Onderzoekscommissie PFOS/PFAS. Vlaams Parlement: Brussel. 67 pp.
13. **Ahrens, L.; Bundschuh, M.** (2014). Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. *Environ. Toxicol. Chem.* 33(9): 1921-1929.
14. **Ahrens, L.; Shoeib, M.; Del Vento, S.; Codling, G.; Halsall, C.** (2011). Polyfluoroalkyl compounds in the Canadian Arctic atmosphere. *Environ. Chem.* 8(4): 399-406.
15. **Ahrens, L.; Taniyasu, S.; Yeung, L.W.Y.; Yamashita, N.; Lam, P.K.S.; Ebinghaus, R.** (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere* 79(3): 266-272.
16. **Allen, S.; Allen, D.; Moss, K.; Le Roux, G.; Phoenix, V.R.; Sonke, J.E.** (2020). Examination of the ocean as a source for atmospheric microplastics. *PLoS One* 15(5): e0232746.
17. **Alves, R.N.; Maulvault, A.L.; Barbosa, V.L.; Cunha, S.; Kwadijk, C.J.A.F.; Alvarez-Muñoz, D.; Rodríguez-Mozaz, S.; Aznar-Alemany, O.; Eljarrat, E.; Barceló, D.; Fernandez-Tejedor, M.; Tediosi, A.; Marques, A.** (2017). Preliminary assessment on the bioaccessibility of contaminants of emerging concern in raw and cooked seafood. *Food Chem. Toxicol.* 104: 69-78.
18. **Amato, E.; Béen, F.; Vughs, D.** (2023). PFAS in sea-spray aerosols. BTO 2023.047. KWR: Nieuwegein. 30 pp.
19. **Anderson, J.K.; Luz, A.L.; Goodrum, P.; Durda, J.** (2019). Perfluorohexanoic acid toxicity, part II: application of human health toxicity value for risk characterization. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 103: 10-20

20. **Berghmans, P.; Jacobs, G.; Peters, J.; Spruyt, M.; Voorspoels, S.** (2023). PFAS Vlaanderen: Overzicht van PFAS metingen in zwevend stof en deposities aan de kust. VITO: Mol. V, 19 pp.
21. **Berthiaume, J.; Wallace, K.B.** (2002). Perfluorooctanoate, perfluorooctanesulfonate, and N-ethyl perfluorooctanesulfonamido ethanol; peroxisome proliferation and mitochondrial biogenesis. *Toxicol. Lett.* 129(1-2): 23-32.
22. **Bignert, A.; Danielsson, S.; Nyberg, E.; Asplund, L.; Eriksson, U.; Berger, U.; Haglund, P.** (2009). Comments concerning the national Swedish contaminant monitoring programme in marine biota, 2009. Swedish Museum of Natural History: Stockholm. 153 pp.
23. **Bil, W.; Govarts, E.; Zeilmaker, M.J.; Woutersen, M.; Bessems, J.; Ma, Y.; Thomsen, C.; Lignell, S.; Gyllenhammar, I.; Palkovicova Murinova, L.; Fabelova, L.; Snoj Tratnik, J.; Kosjek, T.; Gabriel, C.; Sarigiannis, D.; Pedraza-Díaz, S.; Esteban-López, M.; Castaño, A.; Rambaud, L.; Vinggaard, A.M.** (2023). Approaches to mixture risk assessment of PFASs in the European population based on human hazard and biomonitoring data. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 247: 114071.
24. **Bokkers, B.; Pronk, M.; Herreman, J.** (2023). PFAS in zeeschuim in Nederland. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM): Bilthoven. 18 pp.
25. **Brendel, S.; Fetter, E.; Staude, C.; Vierke, L.; Biegel-Engler, A.** (2018). Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environ. Sci. Eur.* 30(1): 9.
26. **Brooke, D.; Footitt, A.; Nwaogu, T.A.** (2004). Environmental risk evaluation report: Perfluorooctanesulphonate (PFOS). Environment Agency: UK. ISBN 978-1-84911-124-9. viii, 96 pp.
27. **Byns, C.; Teunen, L.; Groffen, T.; Lasters, R.; Bervoets, L.** (2022). Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in marine biota from the Belgian North Sea: distribution and human health risk implications. *Environ. Pollut.* 311: 119907.
28. **Casal, P.; González-Gaya, B.; Zhang, Y.; Reardon, A.J.F.; Martin, J.W.; Jiménez, B.; Dachs, J.** (2017). Accumulation of perfluoroalkylated substances in oceanic plankton. *Environ. Sci. Technol.* 51(5): 2766-2775.
29. **Casas, G.; Martínez-Varela, A.; Roscales, J.L.; Vila-Costa, M.; Dachs, J.; Jiménez, B.** (2020). Enrichment of perfluoroalkyl substances in the sea-surface microlayer and sea-spray aerosols in the Southern Ocean. *Environ. Pollut.* 267: 115512.
30. **Chang, E.T.; Adami, H.-O.; Boffetta, P.; Wedner, H.J.; Mandel, J.S.** (2016). A critical review of perfluorooctanoate and perfluorooctanesulfonate exposure and immunological health conditions in humans. *Critical Reviews in Toxicology* 46(4): 279-331.
31. **Chen, J.; Huang, H.; Li, R.; Yu, J.; Hu, Z.; Zhao, X.; Li, Y.; Wang, W.** (2023). Perfluorooctane sulfonate in water and sediment from the Yangtze Estuary and coastal waters: Occurrence, partitioning and diffusion behavior and risk assessment. *Emerging Contaminants* 9(4): 100260.
32. **Chiu, K.; Warner, G.; Nowak, R.A.; Flaws, J.A.; Mei, W.** (2020). The impact of environmental chemicals on the gut microbiome. *Toxicol. Sci.* 176(2): 253-284.
33. **Colles, A.; Bruckers, L.; Den Hond, E.; Govarts, E.; Morrens, B.; Schettgen, T.; Buekers, J.; Coertjens, D.; Nawrot, T.; Loots, I.; Nelen, V.; De Henauw, S.; Schoeters, G.; Baeyens, W.; van Larebeke, N.** (2020). Perfluorinated substances in the Flemish population (Belgium): Levels and determinants of variability in exposure. *Chemosphere* 242: 125250.
34. **Coperchini, F.; Croce, L.; Ricci, G.; Magri, F.; Rotondi, M.; Imbriani, M.; Chiovato, L.** (2021). Thyroid disrupting effects of old and new generation PFAS. *Frontiers in Endocrinology* 11: 612320.
35. **Cousins, I.T.; DeWitt, J.C.; Glüge, J.; Goldenman, G.; Herzke, D.; Lohmann, R.; Miller, M.; Ng, C.A.; Scheringer, M.; Vierke, L.; Wang, Z.** (2020). Strategies for grouping per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to protect human and environmental health. *Environ. Sci. Process. Impacts* 22(7): 1444-1460.

36. **Dai, Y.; Zhao, J.; Sun, C.; Li, D.; Liu, X.; Wang, Z.; Yue, T.; Xing, B.** (2022). Interaction and combined toxicity of microplastics and per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic environment. *Frontiers of Environmental Science & Engineering* 16(10): 136.
37. **Dauwe, S.; Verleye, T.; Devriese, L.; Belpaeme, K.; Maelfait, H.; Pirlet, H.; Mees, J.** (2019). Het KustINzicht 2019 - Compendium voor Kust en Zee. Compendium voor Kust en Zee = Compendium for Coast and Sea. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. ISBN 978-94-920437-8-8. 193 pp.
38. **Dauwe, S.; Verleye, T.; Pirlet, H.; Martens, C.; Sandra, M.; De Raedemaeker, F.; Devriese, L.; Lescauwae, A.-K.; Depoorter, M.; Moulart, I.; Mees, J. (Ed.)** (2022). Knowledge Guide Coast and Sea 2022 - Compendium for Coast and Sea. Compendium voor Kust en Zee = Compendium for Coast and Sea. Flanders Marine Institute (VLIZ): Ostend. 267 pp.
39. **De Brouwere, K.; Gemoets, J.; Jacobs, G.; Voorspoels, S.** (2023). PFAS in zeewater en zeeschuim. VITO: Mol. 29 + bijlage pp.
40. **Devriese, L.; Verleye, T.; Boteler, B.; Del Savio, L.; Miño, C.; Sandra, M.; Molenveld, K.; Dozier, A.; Maes, T.; Vlachogianni, T.; Kopke, K.** (2023). SOS-Zeropol2030: Deliverable D2.1 'The EU Zero Pollution Ambition'. [S.n.]: [s.l.]. 79 + annexes pp.
41. **Devriese, L.I.; Janssen, C.R.** (2023). Beleidsinformerende Nota: Overzicht van het onderzoekslandschap en de wetenschappelijke informatie inzake (marien) zwerfvuil en microplastics in België. VLIZ Beleidsinformerende Nota's, 2023\_002. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ): Oostende. 54 pp.
42. **DeWitt, J.C.; Peden-Adams, M.M.; Keller, J.M.; Germolec, D.R.** (2012). Immunotoxicity of perfluorinated compounds: recent developments. *Toxicol. Pathol.* 40(2): 300-311.
43. **Diao, J.; Chen, Z.; Wang, T.; Su, C.; Sun, Q.; Guo, Y.; Zheng, Z.; Wang, L.; Li, P.; Liu, W.; Hong, S.; Khim, J.S.** (2022). Perfluoroalkyl substances in marine food webs from South China Sea: trophic transfer and human exposure implication. *J. Hazard. Mater.* 431: 128602.
44. **Dreyer, A.; Matthias, V.; Weinberg, I.; Ebinghaus, R.** (2010). Wet deposition of poly- and perfluorinated compounds in Northern Germany. *Environ. Pollut.* 158(5): 1221-1227.
45. **Escoruela, J.; Garreta, E.; Ramos, R.; González-Solis, J.; Lacorte, S.** (2018). Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances in Calonectris shearwaters breeding along the Mediterranean and Atlantic colonies. *Mar. Pollut. Bull.* 131(Part A): 335-340.
46. **European Commission** (2014). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 32 on Biota monitoring (the implementation of EQS<sub>biota</sub>) under the Water Framework Directive. Technical Report - 2014-083. Office for Official Publications of the European Communities: Luxembourg. ISBN 978-92-79-44634-4. viii, 75 pp.
47. **European Food Safety Authority (EFSA)** (2020). Outcome of a public consultation on the draft risk assessment of perfluoroalkyl substances in food. European Food Safety Authority: Parma. 202 pp.
48. **Evich, M.G.; Davis, M.J.B.; McCord, J.P.; Acrey, B.; Awkerman, J.A.; Knappe, D.R.U.; Lindstrom, A.B.; Speth, T.F.; Tebes-Stevens, C.; Strynar, M.J.; Wang, Z.; Weber, E.J.; Henderson, W.M.; Washington, J.W.** (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in the environment. *Science (Wash.)* 375(6580): eabg9065.
49. **Fauconier, G.; Groffen, T.; Wepener, V.; Bervoets, L.** (2020). Perfluorinated compounds in the aquatic food chains of two subtropical estuaries. *Sci. Total Environ.* 719: 135047.
50. **Fenton, S.E.; Ducatman, A.; Boobis, A.; DeWitt, J.C.; Lau, C.; Ng, C.; Smith, J.S.; Roberts, S.M.** (2021). Per- and polyfluoroalkyl substance toxicity and human health review: Current state of knowledge and strategies for informing future research. *Environ. Toxicol. Chem.* 40(3): 606-630.
51. **Fliedner, A.; Rüdell, H.; Dreyer, A.; Pirntke, U.; Koschorreck, J.** (2020). Chemicals of emerging concern in marine specimens of the German Environmental Specimen Bank. *Environ. Sci. Eur.* 32(1): 36.

52. **Galatius, A.; Bossi, R.; Sonne, C.; Riget, F.F.; Kinze, C.C.; Lockyer, C.; Teilmann, J.; Dietz, R.** (2013). PFAS profiles in three North Sea top predators: metabolic differences among species? *Environm. Sc. & Poll. Res.* 20(11): 8013-8020.
53. **Giesy, J.P.; Kannan, K.** (2001). Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environ. Sci. Technol.* 35(7): 1339-1342.
54. **Glüge, J.; Scheringer, M.; Cousins, I.T.; DeWitt, J.C.; Goldenman, G.; Herzke, D.; Lohmann, R.; Ng, C.A.; Trier, X.; Wang, Z.** (2020). An overview of the uses of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environ. Sci. Process. Impacts* 22(12): 2345-2373.
55. **Goldenman, G.; Fernandes, M.; Holland, M.; Tugran, T.; Nordin, A.; Schoumacher, C.; McNeill, A.** (2019). The cost of inaction: a socioeconomic analysis of environmental and health impacts linked to exposure to PFAS. *TemaNord Environment*, 2019(516). Nordic Council of Ministers: Copenhagen. ISBN 978-92-893-6064-7; e-ISBN 978-92-893-6065-4. 191 pp.
56. **González-Gaya, B.; Casal, P.; Jurado, E.; Dachs, J.; Jiménez, B.** (2019). Vertical transport and sinks of perfluoroalkyl substances in the global open ocean. *Environ. Sci. Process. Impacts* 21(11): 1957-1969.
57. **González-Gaya, B.; Dachs, J.; Roscales, J.L.; Caballero, G.; Jiménez, B.** (2014). Perfluoroalkylated substances in the global tropical and subtropical surface oceans. *Environ. Sci. Technol.* 48(22): 13076-13084.
58. **Grandjean, P.; Andersen, E.; Budtz-Jørgensen, E.; Nielsen, F.; Mølbak, K.; Weihe, P.; Heilmann, C.** (2012). Serum vaccine antibody concentrations in children exposed to perfluorinated compounds. *Jama-Journal of the American Medical Association* 307(4): 391-397.
59. **Hagenaars, A.; Knapen, D.; Meyer, I.J.; Van der Ven, K.; Hoff, P.T.; De Coen, W.** (2008). Toxicity evaluation of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in the liver of common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquat. Toxicol.* 88(3): 155-163.
60. **Hagenaars, A.; Stinckens, E.; Vergauwen, L.; Bervoets, L.; Knapen, D.** (2014). PFOS affects posterior swim bladder chamber inflation and swimming performance of zebrafish larvae. *Aquat. Toxicol.* 157: 225-235.
61. **Hoff, P.T.; Van de Vijver, K.; Van Dongen, W.; Esmans, E.L.; Blust, R.; De Coen, W.M.** (2003). Perfluorooctane sulfonic acid in bib (*Trisopterus luscus*) and plaice (*Pleuronectes platessa*) from the western Scheldt and the Belgian North Sea: distribution and biochemical effects. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(3): 608-614.
62. **Hollander, M.** (2019). Bepaling achtergrondconcentratieniveau PFAS in Noord-Holland: Hoofdrapport. Sweco: Alkmaar. 34 + bijlagen pp.
63. **Houde, M.; De Silva, A.O.; Muir, D.C.G.; Letcher, R.J.** (2011). Monitoring of perfluorinated compounds in aquatic biota: an updated review. *Environ. Sci. Technol.* 45(19): 7962-7973.
64. **Islam, N.; Garcia da Fonseca, T.; Vilke, J.; Gonçalves, J.M.; Pedro, P.; Keiter, S.; Cunha, S.C.; Fernandes, J.O.; Bebianno, M.J.** (2021). Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) adsorbed to polyethylene microplastics: accumulation and ecotoxicological effects in the clam *Scrobicularia plana*. *Mar. Environ. Res.* 164: 105249.
65. **Joerss, H.; Apel, C.; Ebinghaus, R.** (2019). Emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in surface water and sediment of the North and Baltic Seas. *Sci. Total Environ.* 686: 360-369.
66. **Johansson, J.H.; Salter, M.E.; Acosta Navarro, J.C.; Leck, C.; Nilsson, E.D.; Cousins, I.T.** (2019). Global transport of perfluoroalkyl acids via zeespray aerosol. *Environ. Sci. Process. Impacts* 21(4): 635-649.
67. **Kim, S.; Thapar, I.; Brooks, B.W.** (2021). Epigenetic changes by per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Environ. Pollut.* 279: 116929.
68. **Kurwadkar, S.; Dane, J.; Kanel, S.R.; Nadagouda, M.N.; Cawdrey, R.W.; Ambade, B.; Struckhoff, G.C.; Wilkin, R.** (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. *Sci. Total Environ.* 809: 151003.

69. **Lasters, R.; Groffen, T.; Eens, M.; Coertjens, D.; Hofman, J.; Bervoets, L.** (2022). Home-produced eggs: An important human exposure pathway of perfluoroalkylated substances (PFAS). *Chemosphere* 308: 136283.
70. **Lasters, R.; Van Sundert, K.; Groffen, T.; Buytaert, J.; Eens, M.; Bervoets, L.** (2023). Prediction of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in homegrown eggs: Insights into abiotic and biotic factors affecting bioavailability and derivation of potential remediation measures. *Environ. Int.* 181: 108300.
71. **Lau, C.; Thibodeaux, J.R.; Hanson, R.G.; Rogers, J.M.; Grey, B.E.; Stanton, M.E.; Butenhoff, J.L.; Stevenson, L.A.** (2003). Exposure to perfluorooctane sulfonate during pregnancy in rat and mouse. II: postnatal evaluation. *Toxicol. Sci.* 74(2): 382-392.
72. **Li, Y.; Barregard, L.; Xu, Y.; Scott, K.; Pineda, D.; Lindh, C.H.; Jakobsson, K.; Fletcher, T.** (2020). Associations between perfluoroalkyl substances and serum lipids in a Swedish adult population with contaminated drinking water. *Environ. Health* 19(1): 33.
73. **Liu, X.; Zheng, X.; Zhang, L.; Li, J.; Li, Y.; Huang, H.; Fan, Z.** (2022). Joint toxicity mechanisms of binary emerging PFAS mixture on algae (*Chlorella pyrenoidosa*) at environmental concentration. *J. Hazard. Mater.* 437: 129355.
74. **Lopez-Antia, A.; Kavelaars, M.M.; Müller, W.; Bervoets, L.; Eens, M.** (2021). Understanding PFAAs exposure in a generalist seabird species breeding in the vicinity of a fluorochemical plant: influence of maternal transfer and diet. *Environ. Pollut.* 271: 116355.
75. **Luebker, D.J.; York, R.G.; Hansen, K.J.; Moore, J.A.; Butenhoff, J.L.** (2005). Neonatal mortality from in utero exposure to perfluorooctanesulfonate (PFOS) in Sprague–Dawley rats: Dose–response, and biochemical and pharmacokinetic parameters. *Toxicology* 215(1-2): 149-169.
76. **Lukic Bilela, L.; Matijosyte, I.; Krutkevicius, J.; Alexandrino, D.A.M.; Safarik, I.; Burlakovs, J.; Gaudêncio, S.P.; Carvalho, M.F.** (2023). Impact of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) on the marine environment: Raising awareness, challenges, legislation, and mitigation approaches under the One Health concept. *Mar. Pollut. Bull.* 194(Part A): 115309.
77. **Maes, T.; Preston-Whyte, F.; Lavelle, S.; Gomiero, A.; Booth, A.M.; Belzunce-Segarra, M.J.; Bellas, J.; Brooks, S.; Bakir, A.; Devriese, L.; Pham, C.K.; De Witte, B.** (2023). A recipe for plastic: Expert insights on plastic additives in the marine environment. *Mar. Pollut. Bull.* 196: 115633.
78. **Malinverno, G.; Colombo, I.; Visca, M.** (2005). Toxicological profile of hydrofluoropolyethers. *Regul. Toxicol. Pharmacol.* 41(3): 228-239
79. **Melake, B.A.; Bervoets, L.; Nkuba, B.; Groffen, T.** (2022). Distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in water, sediment, and fish tissue, and the potential human health risks due to fish consumption in Lake Hawassa, Ethiopia. *Environ. Res.* 204: 112033.
80. **Miranda, D.A.; Benskin, J.P.; Awad, R.; Lepoint, G.; Leonel, J.; Hatje, V.** (2021). Bioaccumulation of Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a tropical estuarine food web. *Sci. Total Environ.* 754: 142146.
81. **More, Simon John; Bampidis, Vasileios; Benford, Diane; Bennekou, Susanne Hougaard; Bragard, Claude; Halldorsson, Thorhallur Ingi; Hernández-Jerez, Antonio F; Koutsoumanis, Konstantinos; Naegeli, Hanspeter; Schlatter, Josef R; Silano, Vittorio; Nielsen, Søren Saxmose; Schrenk, Dieter; Turck, Dominique; Younes, Maged; Benfenati, Emilio; Castle, Laurence; Cedergreen, Nina; Hardy, Anthony; Laskowski, Ryszard; Leblanc, Jean Charles; Kortenkamp, Andreas; Ragas, Ad; Posthuma, Leo; Svendsen, Claus; Solecki, Roland; Testai, Emanuela; Dujardin, Bruno; Kass, George EN; Manini, Paola; Jeddi, Maryam Zare; Dorne, Jean-Lou CM; Hogstrand, Christer** (2019). Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA Journal* 17(3): e05634.
82. **Muir, D.; Bossi, R.; Carlsson, P.; Evans, M.; De Silva, A.; Halsall, C.; Rauer, C.; Herzke, D.; Hung, H.; Letcher, R.; Riget, F.; Roos, A.** (2019). Levels and trends of poly- and perfluoroalkyl substances in the Arctic environment – An update. *Emerging Contaminants* 5: 240-271.

83. **Müller, A.; Smit, E.** (2020). Advies risicogrenswaarden voor PFOA, PFOS en GenX in zwemwater en vis. RIVM: Bilthoven. 36 pp.
84. **Munoz, G.; Budzinski, H.; Babut, M.; Lobry, J.; Selleslagh, J.; Tapie, N.; Labadie, P.** (2019). Temporal variations of perfluoroalkyl substances partitioning between surface water, suspended sediment, and biota in a macrotidal estuary. *Chemosphere* 233: 319-326.
85. **Muñoz, G.I.; Giraudel, J.-L.; Botta, F.; Lestremau, F.; Dévier, M.-H.; Budzinski, H.; Labadie, P.** (2015). Spatial distribution and partitioning behavior of selected poly- and perfluoroalkyl substances in freshwater ecosystems: A French nationwide survey. *Sci. Total Environ.* 517: 48-56.
86. **Nabi, G.; Ahmad, S.; Ullah, S.; Zada, S.; Sarfraz, M.; Guo, X.; Ismail, M.; Wanghe, K.** (2022). The adverse health effects of increasing microplastic pollution on aquatic mammals. *Journal of King Saud University Science* 34(4): 102006.
87. **Ng, C.; Cousins, I.T.; DeWitt, J.C.; Glüge, J.; Goldenman, G.; Herzke, D.; Lohmann, R.; Miller, M.; Patton, S.; Scheringer, M.; Trier, X.; Wang, Z.** (2021). Addressing urgent questions for PFAS in the 21st century. *Environ. Sci. Technol.* 55(19): 12755–12765.
88. **O'donovan, S.; Mestre, N.C.; Abel, S.; Fonseca, T.G.; Carteny, C.C.; Cormier, B.; Keiter, S.H.; Bebianno, M.J.** (2018). Ecotoxicological effects of chemical contaminants adsorbed to microplastics in the clam *Scrobicularia plana*. *Front. Mar. Sci.* 5: 143.
89. **Ogunbiyi, O.D.; Massenat, N.; Quinete, N.** (2024). Dispersion and stratification of Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in surface and deep-water profiles: A case study of the Biscayne Bay area. *Sci. Total Environ.* 909: 168413.
90. **Ojo, A.F.; Peng, C.; Ng, J.C.** (2021). Assessing the human health risks of per- and polyfluoroalkyl substances: a need for greater focus on their interactions as mixtures. *J. Hazard. Mater.* 407: 124863.
91. **Oldenkamp, R.; de Boer, J.; van der Veen, I.** (2022). PFAS in zeespray. Rapport R22/007/ E&H. Milieu & Gezondheid, Faculty of Science Vrije Universiteit Amsterdam: Amsterdam. 12 pp.
92. **Pan, G.; You, C.** (2010). Sediment–water distribution of perfluorooctane sulfonate (PFOS) in Yangtze River Estuary. *Environ. Pollut.* 158(5): 1363-1367.
93. **Pancras, T.; van Bentum, E.; Slenders, H.** (2018). Poly- en PerFluor Alkyl Stoffen (PFAS): kennisdocument over stoffeigenschaften, gebruik, toxicologie, onderzoek en sanering van PFAS in grond en grondwater. Expertisecentrum PFAS: [s.l.]. 83 pp.
94. **Pelch, K.E.; Reade, A.; Wolffe, T.A.M.; Kwiatkowski, C.F.** (2019). PFAS health effects database: Protocol for a systematic evidence map. *Environ. Int.* 130: 104851.
95. **Pérez, F.; Nadal, M.; Navarro-Ortega, A.; Fàbrega, F.; Domingo, J.L.; Barceló, D.; Farré, M.** (2013). Accumulation of perfluoroalkyl substances in human tissues. *Environ. Int.* 59: 354-362.
96. **Philippart, K.; Blauw, A.; Bolhuis, H.; Brandenburg, K.; Brussaard, C.; Gerkema, T.; Herman, P.; Hommersom, A.; Jacobs, P.; Laanen, M.; van Leeuwe, M.A.; van den Oever, A.; Peters, S.; Philippart, M.; Pitarch, J.; Prins, T.; Ruddick, K.; Spaias, L.; van de Waal, D.; Van der Zande, D.; Zuur, A.** (2020). Quick scan zeeschuim. NIOZ/Bureau Waardenburg/Deltares/Highland Statistics/CNR/KBIN/NIOO-KNAW/Rijkswaterstaat (RWS-WVL)/Technische Universiteit Delft/Universiteit van Amsterdam/Universiteit Utrecht/Rijksuniversiteit Groningen/Water Insight BV: Texel. 51 pp.
97. **Pirard, C.; Dufour, P.; Charlier, C.** (2020). Background contamination of perfluoroalkyl substances in a Belgian general population. *Toxicol. Lett.* 333: 13-21.
98. **Prevedouros, K.; Cousins, I.T.; Buck, R.C.; Korzeniowski, S.H.** (2005). Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates. *Environ. Sci. Technol.* 40(1): 32-44.
99. **Rainieri, S.; Conlledo, N.; Langerholc, T.; Madorran, E.; Sala, M.; Barranco, A.** (2017). Toxic effects of perfluorinated compounds at human cellular level and on a model vertebrate. *Food Chem. Toxicol.* 104: 14-25.

100. **Richterová, D.; Govarts, E.; Fábelová, L.; Rausová, K.; Rodriguez Martin, L.; Gilles, L.; Remy, S.; Colles, A.; Rambaud, L.; Riou, M.; Gabriel, C.; Sarigiannis, D.; Pedraza-Díaz, S.; Ramos, J.J.; Kosjek, T.; Snoj Tratnik, J.; Lignell, S.; Gyllenhammar, I.; Thomsen, C.; Haug, L.S.; Kolossa-Gehring, M.; Vogel, N.; Franken, C.; Vanlarebeke, N.; Bruckers, L.; Stewart, L.; Sepai, O.; Schoeters, G.; Uhl, M.; Castaño, A.; Esteban López, M.; Göen, T.; Palkovičová Murínová, L.** (2023). PFAS levels and determinants of variability in exposure in European teenagers – Results from the HBM4EU aligned studies (2014–2021). *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 247: 114057.
101. **Rodríguez-Carrillo, A.; Salamanca-Fernández, E.; Den Hond, E.; Verheyen, V.J.; Fábelová, L.; Murinova, L.P.; Pedraza-Díaz, S.; Castaño, A.; García-Lario, J.V.; Remy, S.; Govarts, E.; Schoeters, G.; Olea, N.; Freire, C.; Fernández, M.F.** (2023). Association of exposure to perfluoroalkyl substances (PFAS) and phthalates with thyroid hormones in adolescents from HBM4EU aligned studies. *Environ. Res.* 237: 116897.
102. **Rodríguez-Carrillo, A.; Salamanca-Fernández, E.; Den Hond, E.; Verheyen, V.J.; Fábelová, L.; Murinova, L.P.; Pedraza-Díaz, S.; Castaño, A.; García-Lario, J.V.; Remy, S.; Govarts, E.; Schoeters, G.; Olea, N.; Freire, C.; Fernández, M.F.** (2023). Association of exposure to perfluoroalkyl substances (PFAS) and phthalates with thyroid hormones in adolescents from HBM4EU aligned studies. *Environ. Res.* 237: 116897.
103. **Ruhl, R.; Blaauw, R.; Thoden van Velzen, U.; Sørensen, L.; Booth, A.** (2023) (confidential). SOS-ZEROPOL2030: M4.1 Assessment of primary emissions: per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and Tyre Wear Particles (TWPs). Wageningen Research & SINTEF Ocean: [s.l.]. 50 pp.
104. **Rutting, M.A.L.; Rummens, E.C.P.R.** (2020). Notitie grondverzet: Bodemkwaliteitskaart PFAS OD IJmond. Antea Group: Beverwijk. 20 pages + bijlages pp.
105. **Savoca, M.S.; McInturf, A.G.** (2021). Plastic ingestion by marine fish is widespread and increasing. *Glob. Chang. Biol.* 27(10): 2188-2199.
106. **Savvidou, E.K.; Sha, B.; Salter, M.E.; Cousins, I.T.; Johansson, J.H.** (2023). Horizontal and vertical distribution of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in the water column of the Atlantic Ocean. *Environmental Science & Technology Letters* 10(5): 418-424.
107. **Schoeters, G.; Verheyen, V.J.; Colles, A.; Remy, S.; Rodriguez Martin, L.; Govarts, E.; Nelen, V.; Den Hond, E.; De Decker, A.; Franken, C.; Loots, I.; Coertjens, D.; Morrens, B.; Bastiaensen, M.; Gys, C.; Malarvannan, G.; Covaci, A.; Nawrot, T.; De Henauw, S.; Bellemans, M.; Leermakers, M.; van Larebeke, N.; Baeyens, W.; Jacobs, G.; Voorspoels, S.; Nielsen, F.; Bruckers, L.** (2022). Internal exposure of Flemish teenagers to environmental pollutants: results of the Flemish Environment and Health Study 2016–2020 (FLEHS IV). *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 242: 113972.
108. **Scott, J.W.; Gunderson, K.G.; Green, L.A.; Rediske, R.R.; Steinman, A.D.** (2021). Perfluoroalkylated substances (PFAS) associated with microplastics in a Lake environment. *Toxics* 9(5): 106.
109. **Sha, B.; Johansson, J.H.; Tunved, P.; Bohlin-Nizzetto, P.; Cousins, I.T.; Salter, M.E.** (2022). Zeespray aerosol (SSA) as a source of perfluoroalkyl acids (PFAAs) to the atmosphere: Field evidence from long-term air monitoring. *Environ. Sci. Technol.* 56(1): 228-238.
110. **Soerensen, A.L.; Faxneld, S.** (2023). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) within the Swedish monitoring programme for contaminants in marine biota. Swedish Environmental Protection Agency: Stockholm. 56 pp.
111. **Sunderland, E.M.; Hu, X.C.; Dassuncao, C.; Tokranov, A.K.; Wagner, C.C.; Allen, J.G.** (2019). A review of the pathways of human exposure to poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) and present understanding of health effects. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 29(2): 131-147.
112. **Teunen, L.; Belpaire, C.; Dardenne, F.; Blust, R.; Covaci, A.; Bervoets, L.** (2020). Veldstudies naar monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2018: Algemene trends en relaties. Universiteit Antwerpen



(UA)/Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO)/Vlaamse Milieumaatschappij (VMM): Antwerpen. 99 pp.

113. **Teunen, L.; Bervoets, L.; Belpaire, C.G.J.; De Jonge, M.; Groffen, T.** (2021). PFAS accumulation in indigenous and translocated aquatic organisms from Belgium, with translation to human and ecological health risk. *Environ. Sci. Eur.* 33(1): 39.
114. **Teunen, L.; De Jonge, M.; Malarvannan, G.; Covaci, A.; Belpaire, C.G.J.; Focant, J.-F.; Blust, R.; Bervoets, L.** (2021). Effect of abiotic factors and environmental concentrations on the bioaccumulation of persistent organic and inorganic compounds to freshwater fish and mussels. *Sci. Total Environ.* 799: 149448.
115. **Uhl, M.; Schoeters, G.; Govarts, E.; Bil, W.; Fletcher, T.; Haug, L.S.; Hoogenboom, R.; Gundacker, C.; Trier, X.; Fernández, M.F.; Calvo, A.C.; López, M.E.; Coertjens, D.; Santonen, T.; Murinova, L.P.; Richterová, D.; De Brouwere, K.; Hauzenberger, I.; Kolossa-Gehring, M.; Halldórsson, Þ.I.** (2023). PFASs: what can we learn from the European Human Biomonitoring Initiative HBM4EU. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 250: 114168.
116. **Van de Vijver, K.I.; Hoff, P.T.; Van Dongen, W.; Esmans, E.L.; Blust, R.; De Coen, W.M.** (2003). Exposure patterns of perfluorooctane sulfonate in aquatic invertebrates from the western Scheldt estuary and the southern North Sea. *Environ. Toxicol. Chem.* 22(9): 2037-2041.
117. **van den Heuvel-Greve, M.J.; van Leeuwen, S.P.J.; Perdon, J.; van Zwol, J.; Weyhenke, C.F.; Kwadijk, C.J.A.F.; Kotterman, M.J.J.** (2022). PFAS in de Westerschelde: meting van PFAS in vis, garnaal, schelpdier, zeegroente, water en sediment in het najaar van 2021. Wageningen University & Research Rapport, C025/22. Wageningen Marine Research: Den Helder. 52 pp.
118. **van Dijk, J.; Gustavsson, M.; Dekker, S.C.; van Wezel, A.P.** (2021). Towards 'one substance – one assessment': An analysis of EU chemical registration and aquatic risk assessment frameworks. *J. Environ. Manage.* 280: 111692.
119. **van Kessel, T.; Osté, L.** (2019). Advies verspreiding baggerspecie met PFAS in benedenstroomse waterlichamen. Deltares: Delft. 6 pp.
120. **van Larebeke, N.; Koppen, G.; De Craemer, S.; Colles, A.; Bruckers, L.; Den Hond, E.; Govarts, E.; Morrens, B.; Schettgen, T.; Remy, S.; Coertjens, D.; Nawrot, T.; Nelen, V.; Baeyens, W.; Schoeters, G.** (2023). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and immune system-related diseases: results from the Flemish Environment and Health Study (FLEHS) 2008–2014. *Environ. Sci. Eur.* 35(1): 28.
121. **van Larebeke, N.; Koppen, G.; Decraemer, S.; Colles, A.; Bruckers, L.; Den Hond, E.; Govarts, E.; Morrens, B.; Schettgen, T.; Remy, S.; Coertjens, D.; Nawrot, T.; Nelen, V.; Baeyens, W.; Schoeters, G.** (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and neurobehavioral function and cognition in adolescents (2010–2011) and elderly people (2014): results from the Flanders Environment and Health Studies (FLEHS). *Environ. Sci. Eur.* 34(1): 98.
122. **Vlaeminck, K.; Briels, N.; Viaene, K.; Vangheluwe, M.; Verdonck, F.** (2023). Oriënterend onderzoek naar verspreiding van PFAS in Vlaanderen: Afvalwater, oppervlaktewater, waterbodembiota & grondwater. ARCHE Consulting: Gent. 104 pp.
123. **Wackett, L.P.** (2021). Why is the biodegradation of polyfluorinated compounds so rare? *mSphere* 6(5): e00721-21.
124. **Wallington, T.J.; Sulbaek Andersen, M.P.; Nielsen, O.J.** (2021). The case for a more precise definition of regulated PFAS. *Environ. Sci. Process. Impacts* 23(12): 1834-1838.
125. **Wang, S.; Wang, H.; Zhao, W.; Cao, Y.; Wan, Y.** (2015). Investigation on the distribution and fate of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in a sewage-impacted bay. *Environ. Pollut.* 205: 186-198.
126. **Xiao, F.** (2017). Emerging poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: a review of current literature. *Wat. Res.* 124: 482-495.

127. **Yamashita, N.; Taniyasu, S.; Petrick, G.; Wei, S.; Gamo, T.; Lam, P.K.S.; Kannan, K.** (2008). Perfluorinated acids as novel chemical tracers of global circulation of ocean waters. *Chemosphere* 70(7): 1247-1255.
128. **Zafeiraki, E.; Gebbink, W.A.; van Leeuwen, S.P.J.; Dassenakis, E.; Megalofonou, P.** (2019). Occurrence and tissue distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in sharks and rays from the eastern Mediterranean Sea. *Environ. Pollut.* 252: 379-387.
129. **Zafeiraki, E.; Gebbink, W.A.; Hoogenboom, R.L.A.P.; Kotterman, M.; Kwadijk, C.; Dassenakis, E.; van Leeuwen, S.P.J.** (2019). Occurrence of perfluoroalkyl substances (PFASs) in a large number of wild and farmed aquatic animals collected in the Netherlands. *Chemosphere* 232: 415-423.
130. **Zanaroli, G.; Negroni, A.; Häggblom, M.M.; Fava, F.** (2015). Microbial dehalogenation of organohalides in marine and estuarine environments. *Curr. Opin. Biotechnol.* 33: 287-295.
131. **Zhang, X.; Lohmann, R.; Sunderland, E.M.** (2019). Poly- and perfluoroalkyl substances in seawater and plankton from the Northwestern Atlantic Margin. *Environ. Sci. Technol.* 53(21): 12348-12356.
132. **Zhao, Z.; Xie, Z.; Tang, J.; Zhang, G.; Ebinghaus, R.** (2015). Spatial distribution of perfluoroalkyl acids in surface sediments of the German Bight, North Sea. *Sci. Total Environ.* 511: 145-152.

## 13. Bijlage

### 13.1 Microplastics als vector voor PFAS in het marien milieu

Microplastics (plastic deeltjes met afmetingen kleiner dan 1 mm (en groter dan 1  $\mu\text{m}$ )) zijn wijdverspreid in het marien milieu waar ze een risico inhouden voor het mariene leven (Nabi et al. 2022, Devriese & Janssen 2023). PFAS is een veel voorkomend additief in plastic (Maes et al. 2023). Recent onderzoek wijst op een positieve link tussen de hoeveelheid (micro)plastic (en bij uitbreiding nanoplastics (plastic deeltjes met afmetingen kleiner dan 1  $\mu\text{m}$  (en groter dan 1 nm) en PFAS (Scott et al. 2021, Dai et al. 2022, Lukic Bilela et al. 2023). Microplastics lijken door hun lipofiele (vetminnend) karakter geneigd om zich te hechten met PFAS, al is vooralsnog onduidelijk op welke schaal dit fenomeen zich voordoet en in welke mate er een transfer is naar de voedselketen. Dat microplastics als een vector kunnen optreden voor de transmissie van PFAS naar aquatische organismen zoals mosselen en vissen is evenwel reeds vastgesteld (O'Donovan et al. 2018, Islam et al. 2021, Savoca & McInturf 2021, Lukic Bilela et al. 2023). Dergelijke relatie tussen microplastics en PFAS is mogelijk bijzonder zorgwekkend voor de mariene biodiversiteit en de volksgezondheid doordat microplastics, net als PFAS, moeilijk afbreken in het milieu, over grote afstand kunnen verspreid worden en door mensen kunnen worden opgenomen via de consumptie van met plastics gecontamineerd zeevoedsel. Bovendien zijn er aanwijzingen dat de toxiciteit van PFAS toeneemt in associatie met microplastics (Scott et al. 2021, Dai et al. 2022).