



# Bepalen toetsingswaarden voor PFAS in omgevingslucht en in depositie – *depositie*

Studie uitgevoerd in opdracht van: VMM  
Referentie: 2024/EI/R/3294

Oktober 2024



Vision on technology  
for a better world

[vito.be](https://vito.be)

# Bepalen toetsingswaarden voor PFAS in omgevingslucht en in depositie – *depositie*

**VITO**  
Boeretang 200  
2400 MOL  
Belgium  
BTW No: BE0244.195.916  
[vito@vito.be](mailto:vito@vito.be) – [www.vito.be](http://www.vito.be)  
IBAN BE34 3751 1173 5490 BBRUBEBB



Vision on technology  
for a better world

**vito.be**

## AUTEURS

Van Holderbeke, Mirja, VITO  
Vanderbeke, Arno, VITO  
Purece, Anthony, VITO  
Geerts, Lieve, VITO  
Joris, Ingeborg, VITO  
Maertens, Michiel, VITO  
De Brouwere, Katleen, VITO  
Touchant, Kaat, VITO  
Peters, Jan, VITO  
Berghmans, Patrick, VITO

Vanhooren, Hadewych, ARCHE  
Vangheluwe, Marnix, ARCHE

*Een deel van het voorziene budget werd als cofinanciering ingezet voor het Europese project PARC. Hierdoor zijn er extra scenario's kunnen berekend worden en kunnen de resultaten ook in bredere context van PARC gedeeld worden.*

*This work was carried out in the framework of the European Partnership for the Assessment of Risks from Chemicals (PARC) and has received funding from the European Union's Horizon Europe research and innovation programme under Grant Agreement No 101057014. Views and opinions expressed are however those of the author(s) only and do not necessarily reflect those of the European Union or the Health and Digital Executive Agency. Neither the European Union nor the granting authority can be held responsible for them.*



**Gefinancierd door  
de Europese Unie**

*De blootstellingsgegevens die gebruikt werden in de schatting, werden verkregen uit het FLUOREX-project (RF 21/6350), gerealiseerd door Sciensano en gefinancierd door de Belgische Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu.*

# DOCUMENTBESCHRIJVING

## TITEL VAN PUBLICATIE

Bepalen toetsingswaarden voor PFAS in omgevingslucht en in depositie – depositie

## WETTELIJK DEPOTNUMMER

D/2024/3241/475

## TREFWOORDEN

PFAS, depositie, omgevingslucht

## DATUM PUBLICATIE

December 2024

## REFERENTIE

Mirja Van Holderbeke, Arno Vanderbeke, Anthony Purece, Lieve Geerts, Ingeborg Joris, Michiel Maertens, Katleen De Brouwere, Kaat Touchant, Jan Peters, Patrick Berghmans, Hadewych Vanhooren, Marnix Vangheluwe, 2024. Bepalen toetsingswaarden voor PFAS in omgevingslucht en in depositie – depositie

## SAMENVATTING

Deze opdracht heeft als doel voorstellen voor toetsingswaarden voor PFAS in lucht en depositie op te stellen, waarbij rekening wordt gehouden met verschillende aspecten zoals haalbaarheid en gezondheid. Dit rapport behandelt de afleiding van toetsingswaarden voor depositie van PFOS en PFBA, het afleiden van de toetsingswaarden in lucht voor een selectie van PFAS wordt besproken in 'Bepalen toetsingswaarden voor PFAS in omgevingslucht en in depositie - *deel omgevingslucht*'.

Momenteel ontbreekt een toetsingskader voor PFAS in depositie, waardoor de risico's van blootstelling aan PFAS via depositie niet kunnen worden beoordeeld. Voor de berekening van toetsingswaarden voor PFOS en PFBA werd gebruik gemaakt van de modellen S-Risk, F-Leach en berekeningen in Excel (hoofdstuk 2). De opname door gewassen, dieren en aanrijking van de bodem worden beschouwd als relevante routes. Depositie van PFAS op de bodem kan bijdragen aan een toename van het gehalte van deze stoffen in de bodem. Anderzijds kan uitloging en plantopname zorgen voor een verlaging van het bodemgehalte. Deze aspecten worden meegenomen bij het modelleren van de humane blootstelling via S-Risk, waarbij naast ingestie en inhalatie van bodem- en stofdeeltjes ook de inname via lokaal geteelde voeding (groenten en dierlijke producten) wordt meegenomen. Uitloging kan aanleiding geven tot verhoogde concentraties in het grondwater, wat wordt meegenomen in de berekeningen met F-Leach

Voor de bepaling van de toetsingswaarde voor depositie voor PFBA en PFOS worden 5 types berekeningen uitgevoerd, namelijk toetsing aan:

- de bodemconcentratie met F-Leach (§ 3.1.2 en 4.1.2);
- de grondwaterconcentratie met F-Leach (§ 3.1.3 en 4.1.3);
- het voorgestelde normenkader bodem met S-Risk (§ 3.2.4 en 4.2.4);
- de humane blootstelling met S-Risk (§ 3.2.6 en 4.2.6);
- de wettelijke normen (voeding, lucht, drinkwater) met S-Risk (§ 3.2.6 en 4.2.6).

De berekende toetsingswaarden voor **PFBA** staan samengevat in Tabel S 1.

De meest strenge toetsingswaarde die hieruit resulteerde, **0,14 µg/m<sup>2</sup>.dag**, is deze voor toetsing aan de toetsingswaarde voor grondwater (100 ng/l voor de som van 20 PFAS, Van Holderbeke *et al.* (2020)), uitgevoerd met F-Leach.

Bij toetsing aan de toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l kan geen toetsingswaarde voor depositie afgeleid worden wanneer de streefwaarde in bodem van 1,25 µg/kg ds als startconcentratie gehanteerd wordt in de berekeningen. De streefwaarde geeft immers reeds aanleiding tot een overschrijding van de toetsingswaarde voor grondwater na 100 jaar ten gevolge van uitloging.

Als de streefwaarde niet meegenomen wordt en er gestart wordt van 0 µg/kg ds, dan kan er wel een toetsingswaarde voor depositie van 0,14 µg PFBA/m<sup>2</sup>.dag berekend worden.

Deze toetsingswaarde voor depositie van 0,14 µg PFBA/m<sup>2</sup>.dag is onafhankelijk van het bestemmingstype, daar de toetsingswaarde voor grondwater die bepalend is voor de afleiding hiervan ook niet afhankelijk is van een bestemmingstype. Wanneer deze waarde vergeleken wordt met de huidige gemiddelde depositiewaarden voor de bestemmingstype landbouw (0,007 µg/m<sup>2</sup>.dag), wonen (0,013-0,028 µg/m<sup>2</sup>.dag) en industrie (0,025 µg/m<sup>2</sup>.dag), dan blijkt dat de voorgestelde toetsingswaarde depositie hier ruim boven ligt. Er is dus ruimte tussen de voorgestelde depositienorm van 0,14 µg/m<sup>2</sup>.d en de huidige achtergronddeposities wanneer geen rekening wordt gehouden met de huidige aanwezige achtergrondconcentraties in bodem en grondwater. Daarom wordt voorgesteld aan het beleid om alsnog een veiligheidsmarge in te bouwen om volgende redenen:

- De toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l wordt bereikt na 100 jaar

- Deze toetsingswaarde voor grondwater geldt voor de som van 20 PFAS
- De streefwaarde in bodem (= 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) van 1,25 µg/kg ds geeft een overschrijding van de toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l
- Op heel wat locaties in Vlaanderen wordt reeds een achtergrondconcentratie van 20 ng/l PFBA aangetroffen in het grondwater (zie 3.1.3 Evaluatie grondwaterconcentraties ten gevolge van depositie van PFBA).

Tabel S 1 Overzicht van de berekende toetsingswaarden (TW) voor depositie voor PFBA

Model	Toetsingswaarde	Berekende TW depositie ( $\mu\text{g}/\text{m}^2 \text{ dag}$ )	Boven achtergrond -depositie?	Humaan risico?	Toxicologische toetsingswaarde humaan risico
F - L e a c h (bodem)	2,5 $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ bodem (waarde vrij gebruik) <sup>1</sup>	3,82	Ja (1223 $\times$ )	Nee <sup>4</sup>	US-EPA (2022): $1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg lg}/\text{d}$
F - L e a c h (grondwater)	6000 ng/l (Geerts & Van Holderbeke, 2023) <sup>2</sup> $C_{0,B} = 0 \mu\text{g}/\text{kg ds}$	8,63	Ja (2763 $\times$ )	Nee <sup>4</sup>	
	100 ng/l (Van Holderbeke et al., 2022) <sup>2</sup> $C_{0,B} = 0 \mu\text{g}/\text{kg ds}$	0,14	Ja (46 $\times$ )	Nee <sup>4</sup>	
	6000 ng/l (Geerts & Van Holderbeke, 2023) <sup>3</sup> $C_{0,B} = 1,25 \mu\text{g}/\text{kg ds}$	8,63	Ja (2763 $\times$ )	Nee <sup>4</sup>	
	100 ng/l (Van Holderbeke et al., 2022) <sup>3</sup> $C_{0,B} = 1,25 \mu\text{g}/\text{kg ds}$	/	/	/	
S-Risk	$1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg lg}/\text{d}$ (US-EPA, 2022), landbouwscenario's	22,6 – 354,9	Ja (7221 $\times$ - 113 $\times 10^3 \times$ )	Nee	
	$1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg lg}/\text{d}$ (US-EPA, 2022), scenario's wonen met moestuin	146,4 – 914,0	Ja ( $46,9 \times 10^3 \times$ - $292 \times 10^3 \times$ )	Nee	
	$1 \times 10^{-3} \text{ mg}/\text{kg lg}/\text{d}$ (US-EPA, 2022), industriescenario's	$2,23 \times 10^5$ – $1,58 \times 10^{20}$	Ja ( $7,14 \times 10^7 \times$ - $5,07 \times 10^{22} \times$ )	Nee	

<sup>1</sup>Waarde vrij gebruik afgeleid op basis van de streefwaarde (waarde vrij gebruik =  $2 \times$  streefwaarde), zie 3.1.2 p. 25.

<sup>2</sup>F-Leach bodemconcentratie na 100 jaar, startconcentratie in de bodem ( $C_{0,B}$ ) =  $0 \mu\text{g}/\text{kg ds}$ , zie 3.1.3 p. 26.

<sup>3</sup>F-Leach bodemconcentratie na 100 jaar, startconcentratie in de bodem ( $C_{0,B}$ ) = streefwaarde van  $1,25 \mu\text{g}/\text{kg ds}$ , zie 3.1.3 p. 26.

<sup>4</sup>Berekend aan de hand van het landbouwscenario waarbij consumptie van lokaal geteelde eieren extra werd meegenomen. Dit is de meest conservatieve optie. In het kader van het afleiden van bodemsaneringsnormen wordt dit niet standaard meegenomen.

De berekende toetsingswaarden voor **PFOS** staan samengevat in *Tabel S 2*. De meest strenge toetsingswaarde is **3,3 ng/m<sup>2</sup>.dag**. Deze toetsingswaarde wordt bekomen als uitgegaan wordt van de bovengrenswaarde voor flessenwater en water gebruikt voor de productie van voedingsmiddelen zoals voorgesteld door de Hoge Gezondheidsraad, met name 4 ng/l voor de 4 EFSA componenten.

Deze toetsingswaarde is onafhankelijk van het bestemmingstype, daar de bovengrenswaarde van 4 ng/l die bepalend is voor de afleiding hiervan ook niet afhankelijk is van een bestemmingstype.

Wanneer de streefwaarde in bodem van  $1,5 \mu\text{g}/\text{kg ds}$  als startconcentratie gehanteerd wordt in de berekeningen voor toetsing aan de grondwaterconcentratie kan geen toetsingswaarde voor depositie afgeleid worden. De streefwaarde in bodem geeft immers reeds aanleiding tot een overschrijding van de norm voor grondwater na 100 jaar ten gevolge van uitloging.

Als de streefwaarde niet meegenomen wordt en er gestart wordt van een bodemconcentratie gelijk aan  $0 \mu\text{g}/\text{kg ds}$ , kan er wel een toetsingswaarde voor depositie op basis van de bovengrenswaarde, toetsingswaarde en grondwaternorm afgeleid worden.

Wanneer de voorgestelde toetsingswaarde ( $3,3 \text{ ng}/\text{m}^2 \cdot \text{dag}$ ) vergeleken wordt met de huidige gemiddelde depositiewaarden voor de bestemmingstypes landbouw ( $3,9 \text{ ng}/\text{m}^2 \cdot \text{dag}$ ), wonen ( $7,4 \text{ ng}/\text{m}^2 \cdot \text{dag}$ ) en industrie ( $8,6 - 19 \text{ ng}/\text{m}^2 \cdot \text{dag}$ ), dan blijkt dat de voorgestelde toetsingswaarde hier onder ligt. Als uitgegaan wordt van de toetsingswaarde voor grondwater

van 100 ng/l wordt een toetsingswaarde voor depositie van 82,6 ng/m<sup>2</sup>.dag afgeleid, waarbij geen rekening gehouden wordt met de huidige aanwezige achtergrondconcentraties in bodem en grondwater. Indien voor de toetsingswaarde van 82,6 ng/m<sup>2</sup>.dag geopteerd wordt, wordt voorgesteld aan het beleid om een veiligheidsmarge in te bouwen om volgende redenen:

- De toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l wordt bereikt na 100 jaar
- Deze toetsingswaarde voor grondwater geldt voor de som van 20 PFAS
- De streefwaarde in bodem (= 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) van 1,5 µg/kg ds geeft een overschrijding van de toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l
- Deze toetsingswaarde houdt een humaan risico in voor het bestemmingstype landbouw

Voor bestemmingstype landbouw berekent S-Risk een toetsingswaarde voor depositie van 11,37 - 17,87 ng/m<sup>2</sup>.dag naargelang het meegenomen ei-scenario. Deze depositie houdt geen humaan risico in, maar de hoger vermelde waarde van 4 ng/l wordt na 100 jaar wel overschreden.

Voor de bestemmingstypes wonen met moestuin en industrie zijn de met S-Risk berekende toetsingswaarden voor depositie hoger dan 82,6 ng/m<sup>2</sup>.d. Aangezien hierbij de toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l wordt overschreden na 100 jaar, worden deze niet weerhouden als mogelijke toetsingswaarden voor depositie.

Beleidsmatig kan aanbevolen worden om de huidige achtergrondwaarden niet verder laten stijgen en op langere termijn te streven naar een toetsingswaarde voor depositie van 3,3 ng/m<sup>2</sup>.dag. De huidige achtergrondwaarden zijn voor landbouw 3,9 ng/m<sup>2</sup>.dag, wonen 7,4 ng/m<sup>2</sup>.dag en industrie 8,6 - 19 ng/m<sup>2</sup>.dag<sup>1</sup>.

Tabel S 2 Overzicht van de berekende toetsingswaarden (TW) voor depositie voor PFOS

Model	Toetsingswaarde	Berekende TW depositie (ng/m <sup>2</sup> dag)	Boven achtergrond-depositie?	Humaan risico?	Normen levensmiddelen overschreden?
F - L e a c h (bodem)	3 µg/kg ds bodem (waarde vrij gebruik, OVAM (2022))	200	Ja (34×)	Ja (10×) <sup>1</sup> consensuswaarde zoals besproken in OVAM (2022). Voor scenario wonen met moestuin geeft dit <b>geen</b> humaan risico.	Concentraties (mg /kg vg) in rundsvlees ( $2,55 \times 10^{-3}$ ), lever ( $1,59 \times 10^{-2}$ ) en nier ( $4,32 \times 10^{-2}$ ) overschrijden de norm (European Commission, 2023)
F - L e a c h (grondwater)	4 ng/l (Hoge Gezondheidsraad, 2024) <sup>2</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 0 µg/kg ds,	3,30	Nee (0,57×)	Nee	Nee
	100 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2022) <sup>2</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 0 µg/kg ds,	82,6	Ja (14×)	Ja (4×) <sup>1</sup> Voor scenario wonen met moestuin geeft dit <b>geen</b> humaan risico.	Concentraties (mg /kg vg) in rundsvlees ( $1,06 \times 10^{-3}$ ), lever ( $6,56 \times 10^{-3}$ ) en nier ( $1,79 \times 10^{-2}$ ) overschrijden de norm <sup>4</sup>

<sup>1</sup> Dit zijn de achtergrondwaardes beschikbaar op het moment van schrijven (oktober 2024), maar actualisatie van deze waarden op basis een grotere dataset wordt aanbevolen.



					(European Commission, 2023)
	120 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2020) <sup>2</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 0 µg/kg ds,	99,2	Ja (17×)	Ja (5×) <sup>1</sup> Voor scenario met moestuin geeft dit <b>geen</b> humaan risico.	Concentraties (mg /kg vg) in rundsvlees ( $1,27 \times 10^{-3}$ ), lever ( $7,88 \times 10^{-3}$ ) en nier ( $2,15 \times 10^{-2}$ ) overschrijden de norm (European Commission, 2023)
	4 ng/l (Hoge Gezondheidsraad, 2024) <sup>3</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 1,5 µg/kg	/	/	/	/
	100 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2022) <sup>3</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 1,5 µg/kg	/	/	/	/
	120 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2020) <sup>3</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 1,5 µg/kg	/	/	/	/
S-Risk	0,63 ng /kg lg.d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), landbouw (C <sub>0,B</sub> ) = F-Leach	11,37 – 17,87	Ja (2× – 3×)	Nee	Nee
	0,63 ng /kg lg.d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), landbouw (C <sub>0,B</sub> ) = 1,5 µg/kg	< 0	Nee	Nee	Nee
	0,63 ng /kg lg.d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), wonen met moestuin	250 – 740	Ja (43× – 128×)	Nee	Nee: bij de hoogste toetsingswaarde voor depositie wordt de concentratie in eieren niet overschreden volgens de formule van Lasters <i>et al.</i> (2023)
	0,63 ng /kg lg.d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), industrie	23.210 – ∞	Ja ( $4 \times 10^3 \times \infty$ )	Nee	Nee: geen dierlijke en plantaardige producten meegenomen in dit scenario.

<sup>1</sup>Berekend aan de hand van het landbouwscenario waarbij alle blootstellingsroutes, inclusief ei, meegenomen worden. Dit is de meest conservatieve optie.

<sup>2</sup>F-Leach bodemconcentratie na 100 jaar, startconcentratie in de bodem (C<sub>0,B</sub>) = 0 µg/kg ds, zie 4.1.3

<sup>3</sup>F-Leach bodemconcentratie na 100 jaar, startconcentratie in de bodem (C<sub>0,B</sub>) = 1,5 µg/kg streefwaarde in de bodem, zie 4.1.3.

# INHOUDSTAFEL

AUTEURS.....	I
DOCUMENTBESCHRIJVING.....	II
SAMENVATTING.....	III
INHOUDSTAFEL.....	VIII
LIJST VAN FIGUREN.....	IX
LIJST VAN TABELLEN.....	XI
LIJST VAN AFKORTINGEN.....	XIII
<b>1 INLEIDING.....</b>	<b>1</b>
<b>2 MODELLEN GEBRUIKT VOOR HET AFLEIDEN VAN TOETSINGSWAARDEN VOOR DEPOSITIE.....</b>	<b>4</b>
2.1 S-RISK – MODELLEREN VAN HUMANE BLOOTSTELLING.....	4
2.2 F-LEACH – MODELLEREN VAN BODEMCONCENTRATIES EN UITLOGING NAAR GRONDWATER.....	8
<b>3 BEPALING VAN DE TOETSINGSWAARDE VOOR DEPOSITIE VOOR PFBA .....</b>	<b>12</b>
3.1 F-LEACH – BODEMCONCENTRATIES EN UITLOGING NAAR GRONDWATER.....	12
3.2 S-RISK – HUMANE BLOOTSTELLING.....	16
3.3 SAMENVATTING BEREKENDE TOETSINGSWAARDEN S-RISK EN F-LEACH.....	61
3.4 DEPOSITIEMETINGEN PFAS IN VLAANDEREN.....	63
3.5 VOORSTEL EN HAALBAARHEID VOOR TOETSINGSWAARDEN PFBA DEPOSITIE IN VLAANDEREN.....	67
3.6 EVALUATIE MET BETREKKING TOT DE HAALBAARHEID OPNAME VLAAMSE REGELGEVING (GRENSEN EN RICHTWAARDEN).....	69
3.7 BESLUIT PFBA.....	70
<b>4 BEPALING VAN DE TOETSINGSWAARDE VOOR DEPOSITIE VOOR PFOS .....</b>	<b>71</b>
4.1 F-LEACH – BODEMCONCENTRATIES EN UITLOGING.....	71
4.2 S-RISK – HUMANE BLOOTSTELLING.....	74
4.3 SAMENVATTING BEREKENDE TOETSINGSWAARDEN S-RISK EN F-LEACH.....	98
4.4 DEPOSITIEMETINGEN PFAS IN VLAANDEREN.....	102
4.5 VOORSTEL EN HAALBAARHEID VOOR TOETSINGSWAARDEN PFOS DEPOSITIE IN VLAANDEREN.....	104
4.6 EVALUATIE MET BETREKKING TOT DE HAALBAARHEID OPNAME VLAAMSE REGELGEVING (GRENSEN EN RICHTWAARDEN).....	109
4.7 BESLUIT PFOS.....	109
<b>LITERATUURLIJST.....</b>	<b>111</b>
<b>BIJLAGE A.....</b>	<b>125</b>
<b>BIJLAGE B.....</b>	<b>127</b>

## LIJST VAN FIGUREN

FIGUUR 1: ILLUSTRATIE VAN EEN AANTAL MOGELIJKE (TRANSFER)ROUTES VAN PERSISTENTE STOFFEN ZOALS PFAS DOORHEEN HET MILIEU EN NAAR BLOOTSTELLING VAN DE MENS. ....	16
FIGUUR 2: SCHEMATISCHE VOORSTELLING VAN TRANSFER- EN BLOOTSTELLINGSROUTES IN HET S-RISK MODEL (OVERGENOMEN UIT CORNELIS ET AL. (2022)). ....	19
FIGUUR 3: VERSCHIL IN UITLOOGGEDRAG TUSSEN (A) PFBA EN (B) PFOS: BEREKENDE CONCENTRATIEPROFIELEN OP VERSCHILLENDE TIJDSTIPPEN VOOR EEN DEPOSITIE VAN 100 MG/M <sup>2</sup> PER JAAR. DE VERSCHILLENDE LIJNEN GEVEN DE EVOLUTIE VAN DE CONCENTRATIES VOOR VERSCHILLENDE TIJDSTIPPEN. DE GESIMULEERDE PERIODE BEDRAAGT 10 JAAR VOOR PFBA EN 100 JAAR VOOR PFOS. ....	25
FIGUUR 4: EVOLUTIE VAN BEREKENDE PFBA-CONCENTRATIE IN HET GRONDWATER VOOR VERSCHILLENDE TOETSINGSWAARDEN. ....	29
FIGUUR 5: VERBAND TUSSEN PFBA-DEPOSITIES EN GESIMULEERDE BODEMCONCENTRATIES NA 100 JAAR IN DE TOP 30 CM VAN HET BODEMPROFIEL. ....	30
FIGUUR 6 CONCENTRATIE PFBA IN EIEREN IN FUNCTIE VAN DE BODEMOPNAME. ENKEL DE MEETWAARDEN BOVEN LOQ ZIJN OPGENOMEN. DE GRIJZE LIJNEN GEVEN TELKENS EEN INDIVIDUELE 'FIT' VAN DE BOOTSTRAPMETHODE WEER, TERWIJL DE RODE LIJN DE FIT VAN DE STANDAARD LINEAIRE REGRESSIE WEERGEEFT ALS REFERENTIE. ....	44
FIGUUR 7 VERDELING VAN DE HELLINGEN VAN DE VERSCHILLENDE BOOTSTRAP REGRESSIES (HELLING VAN DE DE GRIJZE LIJNEN IN FIGUUR 6) EN VAN DE INTERCEPTS (INTERCEPTS VAN DE GRIJZE LIJNEN IN FIGUUR 6). DEZE VERDELINGEN HEBBEN GEEN DUIDELIJK PIEK WAARDOOR DE SCHATTING VAN DE BTF WEINIG BETROUWBAAR IS. ....	45
FIGUUR 8 GEVOELIGHEIDSANALYSE VOOR GESELECTEERDE PARAMETERS IN S-RISK IN HET LANDBOUWSCENARIO VOOR PFBA. DIT WORDT OPGESPLITST IN GEVOELIGHEID VAN DE TOTALE ORALE BLOOTSTELLING EN DE INHALATOIRE BLOOTSTELLING. ....	61
FIGUUR 9 GEVOELIGHEIDSANALYSE VOOR GESELECTEERDE PARAMETERS IN S-RISK IN HET SCENARIO 'WONEN MET MOESTUIN' VOOR PFBA. DIT WORDT OPGESPLITST IN GEVOELIGHEID VAN DE TOTALE ORALE BLOOTSTELLING EN DE INHALATOIRE BLOOTSTELLING. ....	61
FIGUUR 10 VERGELIJKING TUSSEN DE GEMETEN PFBA-CONCENTRATIE IN (EFSA CONTAM PANEL ET AL., 2020) EN DE VOORSPELLING AAN DE HAND VAN S-RISK. BEIDE WAARDEN ZIJN VOOR EEN ACHTERGRONDSCENARIO. ....	62
FIGUUR 11: HISTOGRAM VAN DE PFBA DEPOSITIES. ....	78
FIGUUR 12 RELatieve BIJDRAGE VAN DE VERSCHILLENDE BLOOTSTELLINGSROUTES PER SCENARIO. VOOR ELK SCENARIO WERD GEREKEND MET DE VOORGESTELDE TOETSINGSWAARDE VAN 0,14 MG PFBA/M <sup>2</sup> .DAG. ....	80
FIGUUR 13 EVOLUTIE VAN BEREKENDE PFOS-CONCENTRATIE IN HET GRONDWATER VOOR VERSCHILLENDE TOETSINGSWAARDEN. DE FIGUREN TONEN DE GRONDWATERCONCENTRATIES VOOR DE SIMULATIES ZONDER ACHTERGRONDWAARDE. ....	85
FIGUUR 14 VERBAND TUSSEN PFOS-DEPOSITIES EN GESIMULEERDE BODEMCONCENTRATIES NA 100 JAAR IN DE TOP 30 CM VAN HET BODEMPROFIEL. ....	86
FIGUUR 15 CONCENTRATIE PFOS IN EIEREN IN FUNCTIE VAN DE BODEMOPNAME. ENKEL DE MEETWAARDEN BOVEN LOQ ZIJN OPGENOMEN. DE GRIJZE LIJNEN GEVEN TELKENS EEN INDIVIDUELE 'FIT' VAN DE BOOTSTRAPMETHODE WEER, TERWIJL DE RODE LIJN DE FIT VAN DE STANDAARD LINEAIRE REGRESSIE WEERGEEFT. DE LINKERKOLOM GEEFT DE NIET-GEcorrIGEERDE DATA WEER, DE MIDDELSTE KOLOM DE DATA GECORRIGEERD VOOR WATER- EN VOEDEROPNAME OP BASIS VAN DE EFSA LOWER BOUND DATA (EFSA CONTAM PANEL ET AL., 2020), EN DE RECHTERKOLOM DE DATA GECORRIGEERD VOOR WATER- EN VOEDEROPNAME OP BASIS VAN DE EFSA UPPER BOUND DATA (EFSA CONTAM PANEL ET AL., 2020). DE CORRECTIES MAKEN WEINIG VERSCHIL, EN DE PIEK VAN DE HELLINGEN IS EENDUIDIG EN SMAL (MIDDELSTE RIJ), WAT WIJST OP EEN HOGE BETROUWBAARHEID VAN DE BTF VOOR PFOS VANUIT DE BODEM NAAR EIEREN. ....	92
FIGUUR 16 GEVOELIGHEIDSANALYSE VOOR GESELECTEERDE PARAMETERS IN S-RISK IN HET LANDBOUWSCENARIO VOOR PFOS. DIT WORDT OPGESPLITST IN GEVOELIGHEID VAN DE TOTALE ORALE BLOOTSTELLING EN DE INHALATOIRE BLOOTSTELLING. ....	99
FIGUUR 17 GEVOELIGHEIDSANALYSE VOOR GESELECTEERDE PARAMETERS IN S-RISK IN HET SCENARIO 'WONEN MET MOESTUIN' VOOR PFOS. DIT WORDT OPGESPLITST IN GEVOELIGHEID VAN DE TOTALE ORALE BLOOTSTELLING EN DE INHALATOIRE BLOOTSTELLING. ....	100
FIGUUR 18: GESCHATTE SERUMNIVEAUS VOOR EEN VROUW BLOOTGESTELD IN UTERO, VIA BORSTVOEDING GEDURENDE 12 MAANDEN EN VERVOLGENS VIA VOEDSELINNAME (AAN 0,444 NG/KG LICHAAMSGEWICHT	

PER DAG) GEDURENDE 49 JAAR, OVERGENOMEN VAN EFSA CONTAM PANEL ET AL. (2020) FIGUUR 13. .....	102
FIGUUR 19: HISTOGRAM VAN DE PFOS DEPOSITIES (INCLUSIEF METINGEN OP NIET-ACHTERGRONDLOCATIES. .....	115
FIGUUR 20: AANDEEL VERSCHILLENDE BLOOTSTELLINGSROUTES BIJ DEPOSITIE 83 NG PFOS/M <sup>2</sup> .DAG VOOR DE BESTEMMINGSTYPES INDUSTRIE EN WONEN MET MOESTUIN EN 11,37 NG PFOS/M <sup>2</sup> .DAG VOOR HET BESTEMMINGSTYPE LANDBOUW.....	118
FIGUUR 21: EMPIRISCHE CDF VAN GEMETEN PFOS DEPOSITIES EN TOEPASSING VAN DIE FUNCTIE OM DE PERCENTIELWAARDE VAN EEN TOETSINGSWAARDE TE BEREKENEN VOOR ACHTERGRONDLOCATIES IN BESTEMMINGSTYPE INDUSTRIE, WONEN EN LANDBOUW.....	120

## LIJST VAN TABELLEN

TABEL 1: GEBRUIKTE INPUT-PARAMETERS IN F-LEACH VOOR PFBA.....	26
TABEL 2: BEREKENDE DEPOSITIE-NORM VOOR PFBA IN FUNCTIE VAN TOETSINGSWAARDE BODEM (= 2X STREEFWAARDE BODEM).....	27
TABEL 3: BEREKENDE DEPOSITIE-NORMEN VOOR PFBA VOOR VERSCHILLENDE TOETSINGSWAARDEN IN GRONDWATER.....	28
TABEL 4: OVERZICHT FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN PFBA.....	31
TABEL 5: OVERZICHT DAMPDRIJKWAARDEN VOOR PFBA.....	33
TABEL 6: OVERZICHT HENRY-COËFFICIËNTEN VOOR PFBA BIJ 25°C.....	34
TABEL 7: RELEVANTE FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN VOOR BODEMS EN $K_d$ -WAARDEN VAN PFBA IN DEZE VERSCHILLENDE BODEMS. OVERGENOMEN UIT FABREGAT-PALAU ET AL. (2021).....	36
TABEL 8: OVERZICHT LOG $K_{OC}$ -WAARDEN (L/KG) VOOR PFBA GERAPPORTEERD IN WETENSCHAPPELIJKE STUDIES.....	37
TABEL 9: OVERZICHT FYSICOCHEMISCHE EIGENSCHAPPEN EN WAARDEN VAN PFBA.....	39
TABEL 10: INNAME VAN PFBA DOOR DE BELGISCHE BEVOLKING, GEBASEERD OP DE LB INNAMESCHATTING VAN EFSA CONTAM PANEL ET AL. (2020) (TABEL A5 IN EFSA ANNEX) EN TOEGEPAST OP DE LEEFTIJDGROEPEN IN S-RISK.....	41
TABEL 11: CONCENTRATIE VAN PFBA IN LEVENSMIDDELEN (LOWER BOUND AANNAME), GEBASEERD OP EFSA CONTAM PANEL ET AL. (2020) TABEL A4.....	41
TABEL 12 BCF-WAARDEN ((NG/G DS)/( NG/G DS)) VOOR PFBA VOOR VERSCHILLENDE GROENTEN, DEEL 1..50	
TABEL 13 BCF-WAARDEN ((NG/G DS)/( NG/G DS)) VOOR PFBA VOOR VERSCHILLENDE GROENTEN EN GEWASSEN, DEEL 2.....	51
TABEL 14: STOFFENFICHE VOOR PFBA.....	55
TABEL 15: BCF FACTOREN ((NG/G DS)/(NG/G DS)) VOOR PFBA VOOR VERSCHILLENDE GROENTEN EN GEWASSEN.....	59
TABEL 16 HUMANE TOETSINGSWAARDEN VOOR BODEM ( $BSN_{FLUOREX}$ ) PFBA OP BASIS VAN US-EPA RFD EN EFSA IN COMBINATIE MET DE RPF VAN 0,05 (UITGEDRUKT IN MG/KG DS).....	63
TABEL 17: FRACTIE INNAME VOEDING VAN LOKALE HERKOMST VOLGENS DE STANDARD SCENARIO'S IN S-RISK (CORNELIS, 2019).....	65
TABEL 18: BLOOTSTELLINGSROUTES VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S IN S-RISK (CORNELIS, 2019).....	66
TABEL 19: OVERZICHT VAN DE VOORGESTELDE SCENARIO'S VOOR DE BEREKENING VAN TOETSINGSWAARDEN VOOR DEPOSITIE VOOR PFBA. ALLE SCENARIO'S WERDEN IN TWEEVOUD BEREKEND, 1) MET EEN BODEMCONCENTRATIE GEBASEERD OP DE STREEFWAARDE VAN PFBA EN 2) MET EEN BODEMCONCENTRATIE GEBASEERD OP DE BEREKENINGEN MET F-LEACH. DE TOETSING GEBEURT VOOR DE MEEST GEVOELIGE LEEFTIJDGROEP, DOORGAANS DE KINDEREN VAN 1 TOT (JONGER DAN) 6 JAAR, BEHALVE VOOR INDUSTRIE WAARBIJ DE BLOOTSTELLING DOORGEREKEND WORDT VANAF DE LEEFTIJD VAN 15 JAAR.....	69
TABEL 20 PFBA: OVERZICHT VAN DE BEREKENDE TOETSINGSWAARDEN VOOR DEPOSITIE MET S-RISK VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S. BIJ ELK SCENARIO WORDT HET OVEREENKOMSTIG NUMMER UIT TABEL 19 WEERGEGEVEN. ALLE BEREKENDE TOETSINGSWAARDEN ZIJN HOGER DAN DE IN § 3.2.1.6.1 AFGELEIDE ACHTERGRONDDEPOSITIE IN VLAANDEREN ( $3,12 \times 10^{-3}$ MG PFBA/M <sup>2</sup> DAG).....	71
TABEL 21 OVERZICHT VAN DE BEREKENDE TOETSINGSWAARDEN VOOR DEPOSITIE VOOR PFBA.....	74
TABEL 22: OVERZICHT VAN DE PFAS DEPOSITIEMETINGEN IN VLAANDEREN: MEETLOCATIES EN LOOPTIJD VAN DE METINGEN.....	76
TABEL 23: GEMIDDELDE DEPOSITIE VAN PFBA EN PFOS IN VLAANDEREN.....	77
TABEL 24: SAMENVATTENDE STATISTIEKEN VOOR DE PFBA-DEPOSITIE IN VLAANDEREN.....	78
TABEL 25: VOORGESTELDE TOETSINGSWAARDEN VOOR DEPOSITIE VAN PFBA VOOR DE BESTEMMINGSTYPES LANDBOUW, WONEN MET MOESTUIN EN INDUSTRIE. DE GETALLEN ZIJN AFGEROND OP 2 BEDUIDENDE CIJFERS.....	79
TABEL 26: SITUERING GEMETEN PFBA DEPOSITIES IN VLAANDEREN T.O.V. DE VOORGESTELDE TOETSINGSWAARDE VOOR PFBA-DEPOSITIE.....	81
TABEL 27: GEBRUIKTE INPUTPARAMETERS IN F-LEACH VOOR PFBA.....	83
TABEL 28: BEREKENDE TOETSINGSWAARDE VOOR DEPOSITIE VOOR PFOS IN FUNCTIE VAN DE TOETSINGSWAARDE BODEM (= WAARDE VRIJ GEBRUIK).....	84
TABEL 29: BEREKENDE DEPOSITIE-NORMEN VOOR PFOS VOOR VERSCHILLENDE TOETSINGSWAARDEN IN GRONDWATER.....	85
TABEL 30: STOFFENFICHE VOOR PFOS (VAN HOLDERBEKE ET AL., 2020; TOUCHANT ET AL., 2022).....	93

TABEL 31: BIOCONCENTRATIEFACTOREN NAAR GROENTEN EN GEWASSEN VOOR PFOS.....	98
TABEL 32: BODEMSANERINGSNORMEN O.B.V. FLUOREX 2024 VERSUS EFSA 2020 (MG/KG DS).....	100
TABEL 33 OVERZICHT VAN DE VOORGESTELDE SCENARIO'S VOOR DE BEREKENING VAN TOETSINGSWAARDEN VOOR DEPOSITIE VOOR PFOS. ALLE SCENARIO'S WERDEN IN TWEEVOUD BEREKEND, 1) MET EEN BODEMCONCENTRATIE GEBASEERD OP DE STREEFWAARDE VAN PFOS EN 2) MET EEN BODEMCONCENTRATIE GEBASEERD OP DE BEREKENINGEN MET F-LEACH. DE TOETSING GEBEURT VOOR DE LEEFTIJDGROEP 15-30 JAAR (ZIE GEVOELIGE BEVOLKINGSGROEPEN).....	106
TABEL 34 PFOS: OVERZICHT VAN DE BEREKENDE TOETSINGSWAARDEN (TW) VOOR DEPOSITIE MET S-RISK VOOR DE VERSCHILLENDE SCENARIO'S. BIJ ELK SCENARIO WORDT HET OVEREENKOMSTIG NUMMER UIT TABEL 33 WEERGEGEVEN. DE IN § 4.2.1.2.2 AFGELEIDE ACHTERGRONDDEPOSITIE IN VLAANDEREN BEDRAAGT 5,8 NG PFOS/M <sup>2</sup> .DAG.....	109
TABEL 35 OVERZICHT VAN DE BEREKENDE TOETSINGSWAARDEN (TW) VOOR DEPOSITIE VOOR PFOS.....	113
TABEL 36: SAMENVATTENDE STATISTIEKEN VOOR DE PFOS-DEPOSITIE IN VLAANDEREN.....	115
TABEL 37: VOORGESTELDE TOETSINGSWAARDEN VOOR DEPOSITIE VAN PFOS VOOR DE BESTEMMINGSTYPES LANDBOUW, WONEN MET MOESTUIN EN INDUSTRIE.....	117
TABEL 38: OVERZICHT VAN GEMETEN PFOS DEPOSITIES IN VLAANDEREN EN SITUERING T.O.V. DE TOETSINGSWAARDEN.....	119
TABEL 39: OVERZICHT INDIVIDUELE EXPERIMENTELE LOG K <sub>OC</sub> -WAARDEN (L/KG).....	137
TABEL 40: BEREKENING LOG K <sub>OC</sub> -WAARDEN (L/KG) STEUNENDE OP OBSERVATIES ZHANG ET AL. (2012)....	137
TABEL 41: BEREKENING GEMIDDELDE LOG K <sub>OC</sub> -WAARDE (L/KG).....	138
TABEL 42: VOORGESTELDE TOETSINGSWAARDEN VOOR DE DEPOSITIE VAN PFBA EN SITUERING VAN DE DEPOSITIEMETINGEN IN FUNCTIE HIERVAN.....	139
TABEL 43: VOORGESTELDE TOETSINGSWAARDEN VOOR DE DEPOSITIE VAN PFOS EN SITUERING VAN DE DEPOSITIEMETINGEN IN FUNCTIE HIERVAN.....	141

## LIJST VAN AFKORTINGEN

BCF	bioconcentratiefactor
BSN	Bodemsaneringsnormen
BTF	Biotransferfactor
BW	Body weight
CONTAM	Contaminants in the food chain
COR	Carry Over Rate
d	dag
Da	Diffusiecoëfficiënt in lucht
DL-PCB	Dioxineachtige PCB's
Dpe	Diffusiewaarde (permeatie) doorheen polyethyleen drinkwaterleiding
Dpvc	Diffusiewaarde (permeatie) doorheen PVC drinkwaterleiding
ds	Droge stof
Dw	Diffusiecoëfficiënt in water
EFSA	European Food Safety Authority
FFQ	Food Frequency Questionnaires (voedselfrequentievragenlijst)
GAW	Gezondheidskundige advieswaarde
GTW	Gezondheidskundige toetsingswaarde
K <sub>d</sub>	Verdelingscoëfficiënt bodem/water
K <sub>oc</sub>	Verdelingscoëfficiënt organische koolstof/water
LB	Lower bound
Ig	Lichaamsgewicht
LOD	Detectielimiet
LOQ	Kwantificatielimiet
m	meter
MCL	Maximum Contaminant Levels
MCLG's	Maximum Contaminant Level Goals
NPDWR	National Primary Drinking Water Regulation
PBPK	Physiologically-Based Pharmacokinetic Model
PCB	Polychloorbifenyyl
PCDD/F	Polychloordibenzodioxinen/-Furanen
PFAS	perfluoralkylstoffen
PFBA	Perfluorbutaanzuur
PFOS	Perfluoroctaansulfonzuur
POD	Point of Departure
PUF	Polyurethane foam
RfD	Referentiedosis
SR	Sensitivity ratio
TDI	Toelaatbare dagelijkse inname
TR	Transfer rate
TW	Toetsingswaarde
TWI	Toelaatbare wekelijkse inname
UB	Upper bound
US-EPA	United States of America – Environmental Protection Agency
vg	Vers gewicht





# 1 INLEIDING

De Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) is de bevoegde instantie in Vlaanderen voor luchtbeleid en een partner om de luchtkwaliteit te verbeteren en luchtverontreiniging aan te pakken. Zo is de Dienst Luchtkwaliteit onder meer bevoegd voor het rapporteren over de toestand van het milieu in Vlaanderen. De VMM onderzoekt hiervoor onder andere de aanwezigheid van PFAS in depositie in de lucht.

Perfluorverbindingen zijn een grote groep van 4730 individuele poly (gedeeltelijk)- of per (volledig) gefluoreerde alkylverbindingen (PFAS) (OECD, 2018). De groep bestaat uit 42 onderverdelingen en bevat zowel korte-keten verbindingen (weinig koolstofatomen) als lange-keten verbindingen (veel koolstofatomen). Deze stoffen vinden vele toepassingen omdat ze zowel water- als vetafstotend zijn. Ze breken moeilijk af waardoor ze verschillende jaren in het leefmilieu aanwezig kunnen blijven. Door hun water-, vuil- en vetafstotende eigenschappen en door hun bestendigheid tegen hoge temperaturen, worden perfluorverbindingen in vele industriële toepassingen en consumentenproducten gebruikt. De voornaamste toepassingen zijn galvanisatie (verchromingsprocessen), brandblusschuim, behandeling van textiel, papier en verpakkingsmateriaal, kookgerei, cosmetica en huishoudproducten zoals schoonmaakmiddelen, smeermiddelen, verf, lakken, bestrijdingsmiddelen, wax voor vloeren of auto's (OECD, 2013; ITRC, 2017; Expertisecentrum PFAS, 2018). Via gebruik van deze toepassingen, maar ook door emissies tijdens productieprocessen en calamiteiten, worden PFAS aangetroffen in de verschillende milieucompartimenten (bodem, lucht, sediment, grond- en oppervlaktewater).

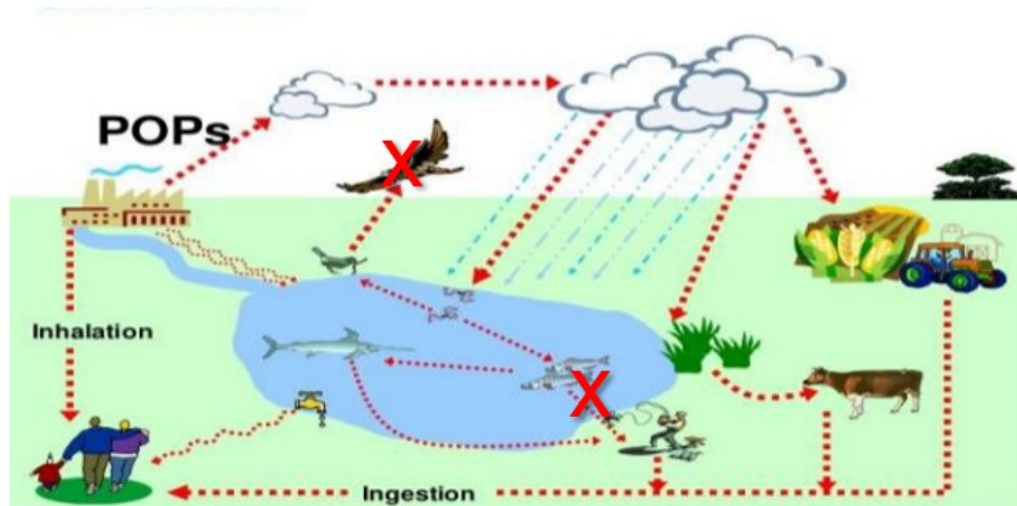
In het kader van het PFAS-actieplan werd een literatuurstudie uitgevoerd waaruit bleek dat PFAS zich ook via de lucht verspreiden (zie o.a. in "Environmental Fate and Transport for Per- and Polyfluoroalkyl Substances, (ITRC, 2018)). Sindsdien zijn er verschillende acties opgezet die de ontwikkeling van gevalideerde meetmethoden voorzien, aangezien deze tot op heden in Vlaanderen ontbraken. De VMM staat immers in voor o.a. het monitoren van PFAS in omgevingslucht en depositie. Om de aanwezigheid van PFAS in de omgevingslucht te monitoren, worden op vraag van de VMM drie meetmethoden uitgewerkt door het Vlaamse referentielaboratorium van VITO, nl. het meten van PFAS in zwevend stof, het meten van neervallende PFAS in depositiekruiken en het meten van vluchtige PFAS in de omgevingslucht. Ook is er momenteel een Vlaamse BBT-studie lopende die meer inzicht moet geven in de mogelijke industriële emissiebronnen in Vlaanderen en tot algemene of sectorale emissiegrenswaarden voor PFAS naar de lucht moet komen.

Daar de literatuur over PFAS in de omgevingslucht eerder beperkt is, wordt de informatie stelselmatig uitgebreid voor depositiestof en de vluchtige PFAS-fracties om meer inzichten te bekomen naar heersende PFAS-concentraties in de omgevingslucht en een interpretatie mogelijk te maken over de verspreiding van PFAS via de lucht. De uitstoot van PFAS naar de lucht is noch op Europees, noch op Vlaams niveau gereguleerd. Er gelden geen Europese emissiegrenswaarden, luchtkwaliteitsnormen noch rapporteringsverplichtingen.

Er is momenteel ook geen toetsingskader voor PFAS-deposities beschikbaar. De risico's door blootstelling aan PFAS via depositie kunnen dus niet beoordeeld worden. In het 3<sup>e</sup> tussentijds rapport van de PFAS-opdrachthouder - Verspreiding en risico's van PFAS in Vlaanderen (2022) (Vrancken, 2022) wordt aanbevolen om verder in te zetten op de gezondheidskundige vertaling van PFAS-deposities. Hiervoor moet in kaart gebracht worden hoeveel van de neergeslagen PFAS uiteindelijk in de mens terecht komt. Dit vereist complexe blootstellingsmodellering. Mensen worden immers aan PFAS blootgesteld via drinkwater, voedsel, consumentenproducten, lucht, bodem en stof. Vervolgens verspreiden de perfluorverbindingen zich na opname over het hele lichaam, met de hoogste gehalten in de lever, nieren en in het bloed (ATSDR, 2021).

De doelstelling van deze opdracht bestaat erin toetsingswaarden voor PFAS in lucht en depositie te bepalen waarbij rekening wordt gehouden met verschillende aspecten zoals vb.

haalbaarheid en het gezondheidsaspect. De afgeleide toetsingswaarden kunnen gebruikt worden bij het evalueren van gemeten concentraties, bij de opmaak van vergunningsvoorwaarden, in MER richtlijnenboeken en/of de VLAREM milieuregelgeving.



Figuur 1: Illustratie van een aantal mogelijke (transfer)routes van persistente stoffen zoals PFAS doorheen het milieu en naar blootstelling van de mens.

Dit rapport behandelt de afleiding van toetsingswaarden voor depositie van PFOS en PFBA, het afleiden van de toetsingswaarden in lucht voor een selectie van PFAS wordt besproken in 'Bepalen toetsingswaarden voor PFAS in omgevingslucht en in depositie - *deel omgevingslucht*'.

Persistente organische stoffen zoals PFAS kunnen via depositie terecht komen op de bodem, op gewassen en in het aquatisch milieu (zie Figuur 1 ter illustratie). Voor deze opdracht beschouwen we opname door gewassen, dieren en aanrijking van de bodem als relevante routes. Naar analogie met de door Cornelis *et al.* (2007) gebruikte methodologie voor het afleiden van toetsingswaarden voor depositie voor dioxines en dioxineachtige PCB's wordt de depositie op het aquatisch milieu niet depositieafhankelijk gemodelleerd, maar wordt wel rekening gehouden met de blootstelling ten gevolge van de consumptie van vis (i.e. achtergrondblootstelling via vis).

Depositie van PFAS op de bodem kan bijdragen aan een toename van het gehalte van deze stoffen in de bodem. Anderzijds kan uitloging en plantopname zorgen voor een verlaging van het bodemgehalte. Deze aspecten worden meegenomen bij het modelleren van de humane blootstelling, waarbij naast ingestie en inhalatie van bodem- en stofdeeltjes ook de inname via lokaal geteelde voeding (groenten en dierlijke producten) wordt meegenomen.

De concentraties in gewassen worden enerzijds bepaald door rechtstreekse depositie op de planten en anderzijds door de opname via de bodem en opspattende bodemdeeltjes.

Blootstelling van runderen/kippen is het gevolg van de opname van voer (gras, voedergewassen en krachtvoer), water, gronddeeltjes (klevend aan gras / bodemdeeltjes in scharrelruimte) en krachtvoer van niet lokale herkomst. Een deel van de opgenomen PFAS zal uiteindelijk terecht komen in dierlijke producten voor menselijke consumptie zoals eieren, melk en vlees.

Voor de berekening van de humane blootstelling wordt de consumptie van gewassen en dierlijke producten in rekening gebracht via verschillende scenario's waarbij het aandeel van

deze producten dat in Vlaanderen geteeld en geconsumeerd wordt, aangepast kan worden. Anderzijds wordt bij de humane blootstelling ook rekening gehouden met voeding waarvoor de concentratie PFAS niet gemodelleerd wordt, zoals geïmporteerde voeding (citrusvruchten,...) en voeding uit het aquatisch milieu (i.e. de achtergrondblootstelling via geïmporteerde groenten en dierlijke producten en de achtergrondblootstelling via vis).

In tegenstelling tot het afleiden van normen voor bodem en lucht, bestaat er geen gestandaardiseerde procedure voor het afleiden van toetsingswaarden voor depositie. Voor het berekenen van de toetsingswaarden voor depositie baseren we ons op concepten toegepast in eerdere studies, namelijk Cornelis *et al.* (2007) en Van Holderbeke *et al.* (2024) voor het afleiden van toetsingswaarden voor depositie voor dioxines en dioxineachtige PCB's en Bierkens *et al.* (2017) voor PAK's, en gebruiken we voortschrijdende inzichten zoals differentiatie van de toetsingswaarden voor depositie voor verschillende bestemmingstypes zoals toegepast in de bodemnormering.

## 2 MODELLEN GEBRUIKT VOOR HET AFLEIDEN VAN TOETSINGSWAARDEN VOOR DEPOSITIE

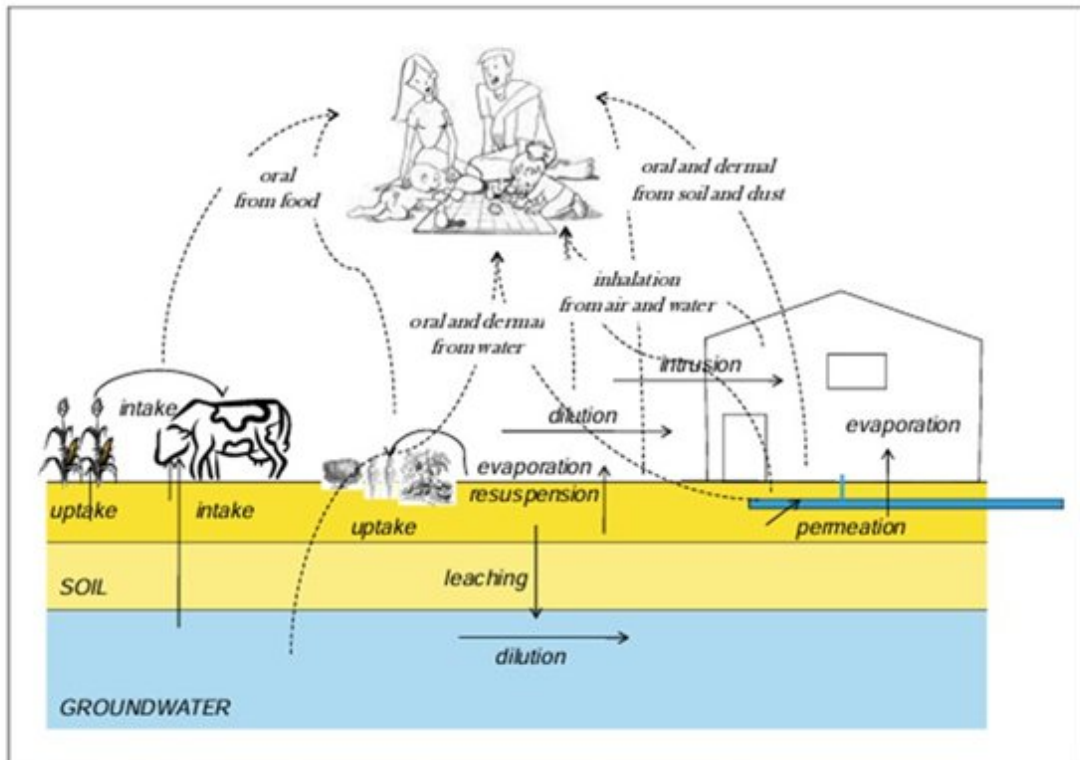
Voor het afleiden van de toetsingswaarden voor dioxine en dioxinachtige PCB's werd een selectie gemaakt van de te gebruiken modellen. Dit resulteerde in een combinatie van de modellen S-Risk, F-Leach en berekeningen in Excel. Voor de berekening van toetsingswaarden voor PFOS en PFBA zal gebruik gemaakt worden van dezelfde combinatie van modellen, dit heeft als voordeel dat de toetsingswaarden voor dioxines en DL-PCB's en PFAS volgens dezelfde methodologie opgesteld zijn. Voor meer informatie over de modelselectie verwijzen we naar Van Holderbeke *et al.* (2024).

### 2.1 S-Risk – modelleren van humane blootstelling

S-Risk is het standaardmodel in Vlaanderen voor het uitvoeren van bodemgerelateerde humaan toxicologische risicobeoordeling en voor het berekenen van bodemsaneringsnormen, toetsingswaarden of risicogrenswaarden. Het formularium en de standaard parameterwaarden zijn terug te vinden in het Technical Guidance Document (Cornelis *et al.*, 2022), de meest recente versie is beschikbaar op [www.s-risk.be](http://www.s-risk.be)). S-Risk is een deterministisch model waarin de concentraties van chemische stoffen in verschillende media en de humane blootstelling berekend worden volgens het steady-state principe en een formularium gebaseerd op het principe van behoud van massa

S-Risk is beschikbaar in de vorm van een flexibele webapplicatie (betalend), die een gebruiksvriendelijke manier biedt voor het specificeren en simuleren van generieke scenario's tot zeer specifieke casestudies. S-Risk biedt een lijst met ingebouwde chemicaliën en scenario's, maar het is mogelijk om deze chemicaliën, scenario's en hun parameters eenvoudig aan te passen. Dit stelt de gebruiker in staat om de informatie aan te passen aan de locatie die hij/zij bestudeert, maar ook om het model buiten de oorspronkelijke doeleinden te gebruiken.

Het model S-Risk is geparametriseerd voor verschillende bestemmingstypes zoals landelijk wonen (agrarisch) (type II), residentieel wonen met siertuin of moestuin (type III), recreatie (binnen of buiten) (type IV) en industrie (lichte en zware) (type V) met elk hun eigen aannames over tijdsbesteding en consumptie.



Figuur 2: Schematische voorstelling van transfer- en blootstellingsroutes in het S-Risk model (overgenomen uit Cornelis et al. (2022)).

Het S-Risk model omvat de volgende overdrachtsroutes:

- transfer van bodem naar buitenlucht door vervluchtiging
- transfer van bodem naar binnenlucht door vervluchtiging (dampintrusie)
- transfer van bodem naar buitenlucht en binnenlucht door resuspensie van de bodem
- transfer van de bodem buiten naar stof binnenshuis
- transfer van bodem naar planten door wortelopname en translocatie (opsplitsbaar in 24 verschillende gewassen)
- transfer van bodem naar bovengrondse planten door opspatten van bodemdeeltjes
- transfer van buitenlucht naar planten door gasfase en deeltjes depositie
- transfer van de bodem naar plastic drinkwaterleidingen door permeatie
- transfer van grondwater naar buitenlucht door vervluchtiging
- transfer van grondwater naar binnenlucht door vervluchtiging (dampintrusie)
- transfer van bodem naar grondwater door uitloging
- transfer van drinkwater naar de lucht in de badkamer door vervluchtiging
- transfer van bodem, water en voer naar vlees, melk en eieren door blootstelling van vee en kippen

Het model neemt drie blootstellingsroutes voor de berekening van de humane blootstelling in beschouwing:

- Oraal
  - o Ingestie van bodem en afgezet stof;
  - o Consumptie van zelfgeteelde groenten;
  - o Consumptie van zelfgekweekte dierlijke producten (vlees, eieren<sup>2</sup>, melk);
  - o Consumptie van drinkwater
- Dermaal
  - o Absorptie van bodem en afgezette stofdeeltjes
  - o Absorptie van water tijdens baden en douchen
- Inhalatie
  - o Inhalatie van verontreinigende stoffen in de dampfase (buiten en binnen);
  - o Inhalatie van verontreinigende stoffen in de deeltjesfase (buiten en binnen);
  - o Inhalatie van damp tijdens het douchen.

De humane blootstelling kan voor verschillende leeftijdsgroepen berekend worden.

S-Risk neemt de impact van consumentenproducten niet mee, dit onderzoek is momenteel lopende in het Europese project PARC.

S-Risk houdt geen rekening met (industriële) emissies naar de lucht en daaropvolgende depositie op bodem en gewassen. Depositie kan wel ingegeven worden nadat deze omgerekend wordt naar de concentratie in buitenlucht. S-Risk berekent vervolgens hieruit terug de depositie. Het is ook geen dynamisch model waarmee de invloed van de depositie, uitloging en plantopname op de bodemconcentratie en grondwaterconcentratie in de tijd kan gesimuleerd worden.

Voor de berekeningen wordt gebruik gemaakt van de commerciële versie van S-Risk (<https://www.s-risk.be/>, versie 2.0).

Nadat het model geparametriseerd is voor PFBA en PFOS, worden gevoeligheids- en validatieberekeningen uitgevoerd. Vervolgens worden vooraf gedefinieerde scenario's berekend die resulteren in voorstellen voor toetsingswaarden voor depositie.

### 2.1.1 Omrekening van depositie voor gebruik in S-Risk

In S-Risk worden concentraties ingegeven als  $C_{PM10,o}$ , de concentratie in de buitenlucht als gevolg van de bodemkwaliteit, uitgedrukt in  $mg/m^3$ . Deze concentraties worden vervolgens gebruikt om de concentratie in planten ten gevolge van droge en natte depositie ( $C_{v,p}$ ) te berekenen (pagina 66 S-Risk Technical Guidance document, Meneses *et al.* (2002)):

$$C_{v,p} = \frac{C_{PM10,o} \times \ell_v \times ((V_d) + (R_n \times R_w \times W_c)) \times \left(1 - \exp\left(-k_w \times t_{\text{growth}}\right)\right)}{k_w \times Y_V},$$

waarbij:

- $C_{v,p}$ : de concentratie in de plant ten gevolge van depositie ( $mg/kg$  vg)

---

<sup>2</sup> De consumptie van zelfgeteelde eieren wordt niet standard meegenomen bij het opstellen van bodemnormen of de berekening van locatiespecifieke blootstelling

- $C_{PM10,o}$ : de concentratie in buitenlucht als gevolg van de bodemkwaliteit ( $mg/m^3$ )
- $\ell_v$ : fractie van de deeltjes onderschept door vegetatie (-)
- $V_d$ : droge depositiesnelheid (m/dag)
- $R_n$ : jaarlijkse regenval (m/dag)
- $R_w$ : fractie weerhouden na regenval (-)
- $W_c$ : volumetrische uitspoelfactor voor deeltjes (-)
- $k_w$ : verweringsconstante van de plant (/dag)
- $t_{growth}$ : groeiperiode (dag)
- $Y_V$ : plantopbrengst ( $kg\ vg/(m^2)$ ).

De meetgegevens zijn uitgedrukt als een depositieflux van deeltjes,  $F_p$ . Om hieruit de  $C_{PM10,o}$  te berekenen die gebruikt wordt als invoer in S-Risk, wordt volgende vergelijking gebruikt, die zowel uit Meneses *et al.* (2002) als Fierens (2014) blijkt:

$$F_p = C_{PM10} \times ((V_d) + (R_n \times R_w \times W_c)).$$

Met

- $C_{PM10}$ : de concentratie in buitenlucht als gevolg van de bodemkwaliteit ( $mg/m^3$ )
- $V_d$ : droge depositiesnelheid (865 m/dag)
- $R_n$ : jaarlijkse regenval (0,0022 m/dag, Tabel 19 S-Risk Technical Guidance document)
- $R_w$ : fractie weerhouden na regenval (1,0; Tabel 19 S-Risk Technical Guidance document)
- $W_c$ : volumetrische uitspoelfactor voor deeltjes (verhouding tussen de concentratie in neerslag en de atmosfeer, standaard  $5 \times 10^5$ , Tabel 25 S-Risk Technical Guidance document<sup>3</sup>).

Invullen van deze parameters geeft:

$$F_p = C_{PM10} \times (865 + (0,0022 \times 1 \times W_c)) \Leftrightarrow C_{PM10} = \frac{F_p}{(865 + (0,0022 \times 1 \times W_c))}$$

Op deze manier kunnen we de  $C_{PM10}$  berekenen uit de meetgegevens. Aan de hand van de fractie geadsorbeerd op atmosferische aerosoldeeltjes ( $\varphi$ ), kunnen we ook de concentratie in de gasfase berekenen. In S-Risk wordt deze  $\varphi$  berekend aan de hand van het Junge-Pankov model (S-Risk Technical Guidance document, Pankow (1987)).

Voor PFOS en PFBA kunnen we ons voor  $\varphi$  echter baseren op metingen in **omgevingslucht**, wat een combinatie is van zwevend stof en gasvormig. Dit is een studie uitgevoerd door VITO in opdracht van Departement Omgeving. Op twee kustlocaties (Zoute en Duinbergen) samen werd een concentratie in omgevingslucht gemeten van (min; gemiddelde; max): 0,0082; 0,0365; 0,0582  $ng/m^3$  voor PFBA en van (min; gemiddelde; max): 0,0118; 0,0283; 0,0667  $ng/m^3$  voor PFOS (totaal PFOS). Op een aantal monsters werden de filter (zwevend stof) en het polyurethaanschuim (PUF, gasvormig) apart geanalyseerd. Hierbij wordt opgemerkt dat de filterefficiëntie nooit 100% is voor stoffracties met verschillende deeltjesgrootte, waardoor

<sup>3</sup> 1995262 voor PFOS en 2511886 voor PFBA in Casas, G., Martinez-Varela, A., Vila-Costa, M., Jiménez, B. & Dach, J. (2021) Rain Amplification of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology*, **55**, 12961-12972. Dit zijn  $K_{RP}$ -waardes omgerekend uit de Supplementary Materials, Tabel S5 in de publicatie (in de publicatie vermeld als  $\log(K_{RP})$ ). Dit zijn de washout factors die enkel rekening houden met de concentratie in de deeltjesfase in de lucht, niet de volledige concentratie (deeltjes- + gasfase,  $K_{RA}$ ). Omdat er geen  $K_{RA}$ -waardes beschikbaar zijn wordt de standaardwaarde in S-Risk behouden.

er dus waarschijnlijk ook een (beperkte) hoeveelheid stofvormig PFAS gecapteerd is op PUF. Voor de 3 geanalyseerde monsters bevindt 95,3%, 86,6% en 92,7% (geometrisch gemiddelde 91,46%,  $\varphi = 0,0854$ ) zich op de PUF (gasvormig) voor PFBA en 7,9%, 4,1% en 11,1% (geometrisch gemiddelde 7,11%,  $\varphi = 0,929$ ) bevindt zich op de PUF (gasvormig) voor PFOS (Berghmans *et al.*, 2023). De analyse over de verdeling tussen gas- en partikelfase is gebaseerd op een beperkt aantal metingen, maar geeft een indicatie van de grootteordes.

## 2.2 F-Leach – modelleren van bodemconcentraties en uitloging naar grondwater

Zoals reeds eerder vermeld is S-Risk een statisch model. De impact van depositie op bodem- en grondwaterconcentraties in de toekomst kan hiermee niet berekend worden. Om deze reden zal gebruik gemaakt worden van F-Leach.

F-Leach is een uitloogsoftware ontwikkeld voor risicoanalyse uitloging in bodemonderzoeken (Joris *et al.*, 2015). De tool is gebaseerd op een analytisch model dat stationaire waterstroming berekent en brengt sorptie aan de vaste fase en eventuele vervluchtiging of afbraak in rekening.

Het bodemcompartiment vormt de link tussen de depositie en concentraties van PFAS in bodem, gewassen en grondwater. Via neerslag infiltreren PFAS immers door het bodemprofiel en kunnen zo voor verspreidingsrisico's zorgen door uitloging naar het grondwater. De onverzadigde zone van de bodem is echter een complex systeem waarin interacties plaatsvinden tussen lucht, bodempartikels, organisch materiaal en water. Door sorptie aan organisch materiaal en bodempartikels (en eventuele omzettingen) kan het transport van PFAS door het bodemprofiel sterk vertraagd worden. Met behulp van een proces-gebaseerd transportmodel kan het gedrag van PFAS in de onverzadigde zone van de bodem gesimuleerd worden.

De resultaten van deze berekeningen worden gebruikt voor:

1. evaluatie van de bodemconcentraties ten gevolge van depositie
2. evaluatie van de concentraties die uitlogen naar grondwater ten gevolge van depositie
3. invoer voor het blootstellingsmodel van bodemconcentraties en gewasconcentraties ten gevolge van plantopname uit de bodem

De toetsing van de berekende bodemconcentraties en uitloogconcentraties wordt afgestemd op de verschillende kaders die in voege zijn zoals het kader voor de afleiding van waarden vrij gebruik. Waar mogelijk worden bestaande toetsingswaarden en normen gebruikt (bv. voor PFOS), indien die niet afgeleid zijn wordt de afleiding binnen deze studie uitgevoerd. In kader van deze studie, worden deposities geëvalueerd voor PBFA en PFOS.

### 2.2.1 F-Leach: bodemtransport- en rekenmodel

In deze studie werd gebruikt gemaakt van F-Leach als bodemtransportmodel. F-Leach is een door VITO ontwikkelde rekentool, waarmee het risico op uitloging en evolutie van bodemconcentraties kan ingeschat worden (Joris *et al.*, 2015). Het model beschrijft transport van opgeloste stoffen door de bodem ten gevolge van convectie, dispersie en diffusie en houdt rekening met sorptie, vervluchtiging en eventueel afbraak. De rekentool werd ook reeds bij andere normenkaders ingezet (vrij gebruik van bodem, gebruik van bodemverbeterende middelen). F-Leach gebruikt een rekencode die analytische oplossingen geeft voor de convectie-dispersie vergelijking, wat als voordeel heeft dat het model snel en accuraat is.



Sorptie van PFAS aan bodemdeeltjes wordt in het model weergegeven door een empirische sorptieconstante, nl. de  $K_d$ -waarde.

## 2.2.2 Doorgerkende scenario's met F-Leach

Met F-Leach werden in het kader van deze studie verschillende sets van simulaties uitgevoerd voor PFBA en PFOS:

### 2.2.2.1 Evaluatie van de bodemconcentraties ten gevolge van depositie

In deze reeks van simulaties werd nagegaan wat de maximale depositie van PFBA en PFOS mag zijn om bepaalde toetsingswaarden in de bodem niet te overschrijden.

Het gekozen evaluatie-criterium voor het bepalen van maximale toetsingswaarde voor depositie is de gemiddelde bodemconcentratie over 30 cm (toplaag bodem) na een tijdsperiode van 100 jaar. Anders geformuleerd werd er nagegaan bij welke depositie de concentratie van PFBA/PFOS in de toplaag van de bodem na 100 jaar, gelijk is aan te evalueren toetsingswaarde.

Voor de berekening van het transport van PFAS doorheen het bodemprofiel, dienen verschillende input-parameters meegegeven te worden aan F-Leach. De gebruikte input-parameters voor F-Leach zijn weergegeven in Tabel 27 (PFBA) en Tabel 28 (PFOS).

F-Leach geeft als output de concentratie van opgeloste stoffen (in dit geval PFBA en PFOS) in het bodemwater langsheen het bodemprofiel. Een contaminant verdeelt zich in de onverzadigde bodem echter over drie fasen: de vaste fase, het bodemwater, en de bodemlucht. De totaalconcentratie kan dan beschouwd worden als de som van de concentraties in de onderscheiden bodemfasen. Via onderstaande formule werden de opgeloste concentraties in bodemwater omgezet naar totale bodemconcentraties (uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ ) (Seuntjens *et al.*, 2005).

$$C_b = C_w \times \left( K_d + \frac{H' \theta_a + \theta_w}{\rho} \right)$$

met:  $C_b$  is de totaalconcentratie ( $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ ),  $C_w$  is de concentratie in het bodemwater ( $\mu\text{g}/\text{l}$ ),  $\theta_w$  is het volumetrisch vochtgehalte ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ),  $\theta_a$  is het volumetrisch luchtgehalte ( $\text{cm}^3/\text{cm}^3$ ),  $\rho$  is de schijnbare droge dichtheid ( $\text{kg ds}/\text{l}$ ) en  $H'$  dimensieloze Henry coëfficiënt. De  $K_d$ -waarde geeft de verdeling van PFBA/PFOS tussen bodemwater en vaste stof en wordt afgeleid op basis van de  $K_{oc}$ -waarde.

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} = f_{oc} K_{oc}$$

Met  $f_{oc}$  de fractie organische stof in de bodem, en  $K_{oc}$  de verdelingscoëfficiënt tussen de organische stof en het bodemwater. In de simulaties werd voor de bovenste 30 cm van de bodem een organisch koolstofgehalte van 2,9% gebruikt. Dit is de P90-waarde (90<sup>ste</sup> percentiel) van het organisch koolstofgehalte in de toplaag van de bodem. Dit is dus een vrij hoge waarde wat zal leiden tot hoge gesimuleerde concentraties van PFOS en PFBA in de bodem. Zo wordt rekening gehouden met een 'worst case scenario'.

De depositie vond plaats gedurende een tijdsperiode van 100 jaar. De achtergrondwaarde bij de start van de simulaties bedroeg respectievelijk 1,25 en 1,5  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  voor PFBA en PFOS, de huidige streefwaarde in bodem.

### **2.2.2.2 Evaluatie van de concentraties die uitloggen naar grondwater ten gevolge van depositie**

In deze evaluatie werd nagegaan hoe deposities van PFOS en PFBA uitloggen naar het grondwater. Daarbij werd uitgegaan dat het grondwater zich op 1 m diepte bevindt. Simulaties werden uitgevoerd totdat de grondwaterconcentraties een steady-state bereiken.

In de simulaties werd voor de bovenste 30 cm van de bodem een organisch koolstofgehalte van 0,7% gebruikt, in de bodemlaag tussen 30 cm en 1m bedroeg het organisch koolstofgehalte 0,1%, in analogie met andere normeringskaders (Broos et al., 2015) . Merk op dat het organisch koolstofgehalte hier lager ligt vergeleken met de evaluatie van bodemconcentraties. Dit zal leiden tot een lagere adsorptie van PFOS/PFBA aan de vaste fase van de bodem, en een hogere uitlogging van PFOS/PFBA als gevolg hebben. Ook hier wordt dus uitgegaan van een 'worst case scenario', in analogie met andere normeringskaders.

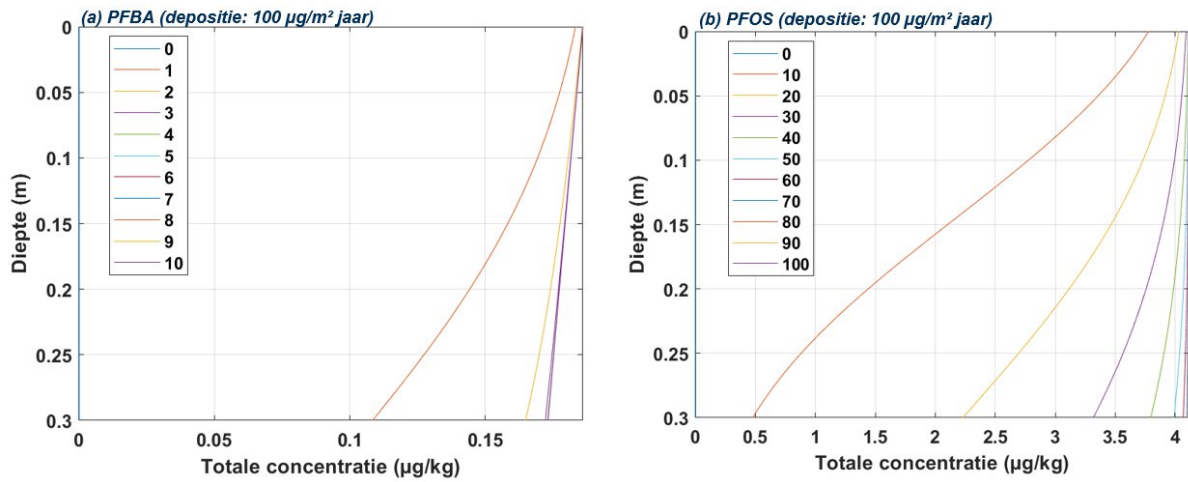
### **2.2.2.3 Invoer voor het blootstellingsmodel van bodemconcentraties en gewasconcentraties ten gevolge van plantopname uit de bodem**

Een laatste reeks van simulaties werd uitgevoerd om voor een 'range' van depositie-waarden, de resulterende bodemconcentraties na 100 jaar te berekenen. Daarbij werden gemiddelde bodemconcentraties berekend voor de top 30 cm van het bodemprofiel. Deze set van simulaties werd uitgevoerd om meer zicht te krijgen op de relatie tussen deposities en bodemconcentraties in de toplaag van het bodemprofiel. De gesimuleerde bodemconcentraties van deze set simulaties werden ook gebruikt als input voor de S-Risk berekeningen (zie verder).

Om de resultaten van de F-Leach simulaties goed te kunnen kaderen, is het van belang een goed zicht te hebben op het verschil in uitloggedrag tussen PFOS en PFBA. Om het verschil in uitloggedrag aan te tonen, werden twee simulaties uitgevoerd waarbij een depositie van 100 µg/jaar (zowel voor PFBA en PFOS) plaats vond gedurende 10 jaar. Met F-Leach werd vervolgens gesimuleerd hoe beide stoffen zich gedragen in de bodem. Figuur 3 toont de evolutie van bodemconcentraties van respectievelijk PFBA en PFOS bij een jaarlijkse depositie van 100 µg/jaar. Uit de figuur kunnen twee belangrijke zaken worden afgeleid:

- De gemiddelde concentraties in het bodemprofiel (top 30 cm) in een steady-state situatie liggen aanzienlijk hoger bij PFOS (4,11 µg/kg) dan bij PFBA (0,17 µg/kg).
- Figuur 3a toont aan dat na 3 jaar PFBA-depositie, de concentraties in het bodemprofiel (top 30 cm) reeds een steady-state conditie bereiken. Voor PFOS duurt het ongeveer 80 jaar vooraleer een steady-conditie bereikt wordt.

De reden waarom de berekende bodemconcentraties zo verschillen tussen beide stoffen (ondanks gelijke jaarlijkse depositie-waarden) kan verklaard worden door het verschil in Koc-waarden. PFBA heeft een veel lagere Koc-waarde (12,59) dan PFOS (Koc van 371,54). Bijgevolg adsorbeert PFBA minder sterk aan bodem-partikels en organische stof, en gaat het makkelijker uitloggen naar het grondwater.



Figuur 3: Verschil in uitlooggedrag tussen (a) PFBA en (b) PFOS: Berekende concentratieprofielen op verschillende tijdstippen voor een depositie van 100 µg/m<sup>2</sup> per jaar. De verschillende lijnen geven de evolutie van de concentraties voor verschillende tijdstippen. De gesimuleerde periode bedraagt 10 jaar voor PFBA en 100 jaar voor PFOS.

### 3 BEPALING VAN DE TOETSINGSWAARDE VOOR DEPOSITIE VOOR PFBA

Voor de bepaling van de toetsingswaarde voor depositie voor PFBA worden 5 types berekeningen uitgevoerd, namelijk toetsing aan:

- de bodemconcentratie met F-Leach (§ 3.1.2);
- de grondwaterconcentratie met F-Leach (§ 3.1.3);
- het voorgestelde normenkader bodem met S-Risk (§ 3.2.4);
- de humane blootstelling met S-Risk (§ 3.2.6);
- de wettelijke normen (voeding, lucht, drinkwater) met S-Risk (§ 3.2.6).

In § 3.3 worden de resultaten van de F-Leach en S-Risk berekeningen samengevat, in § 3.4 worden de depositiemetingen PFBA in Vlaanderen besproken, in § 3.5 wordt een voorstel voor toetsingswaarden voor depositie gemaakt en gesitueerd t.o.v. de gemeten deposities in Vlaanderen en in § 3.6 wordt een evaluatie gegeven met betrekking tot de haalbaarheid opname Vlaamse regelgeving.

#### 3.1 F-Leach – bodemconcentraties en uitloging naar grondwater

Alvorens berekeningen uit te voeren moet het F-Leach model geparametriseerd worden voor PFBA.

##### 3.1.1 Invoergegevens voor PFBA in F-Leach

Voor de berekening van het transport van PFAS doorheen het bodemprofiel, dienen verschillende input-parameters meegegeven te worden aan F-Leach. De gebruikte input-parameters voor F-Leach zijn weergegeven in Tabel 1. Merk op dat de gebruikte waarden gelijk zijn aan deze vermeld in de stoffenfiche voor PFBA, maar omgerekend naar de eenheden gebruikt in F-Leach.

Tabel 1: Gebruikte input-parameters in F-Leach voor PFBA

Input-parameter F-Leach	PFBA
Koc (l/kg)	12,59
Henry coëfficiënt (H) (-)	0,0015
Oplosbaarheid S (µg/l)	3,06x10 <sup>8</sup>
Vervalfactor (µ) (-)	0
Diffusie-coëfficiënt lucht (m <sup>2</sup> /jaar)	182,86
Achtergrondwaarde bodem (mg/kg)	0,00125
Achtergrondwaarde grondwater	0

##### 3.1.2 Evaluatie bodemconcentraties ten gevolge van depositie van PFBA

In deze evaluatie werd nagegaan wat de jaarlijkse PFBA-depositie mag zijn om een specifieke PFBA-concentratie in de bodem niet te overschrijden (na 100 jaar depositie). Een logische

toetsingswaarde zou de 'waarde vrij gebruik' zijn, maar voor PFBA is deze nog niet afgeleid. De waarde vrij gebruik is de concentratie waarbij een bodem, die al aanwezig is in het milieu, hergebruikt kan worden met behoud van alle functies. Deze waarde beschermt ook de ontvanger van een partij (aangekochte) grond tegen mogelijke problemen met verontreiniging. De waarde vrij gebruik geeft aan welke bodem we als schoon beschouwen.

Het bepalen van de waarde vrij gebruik van bodem houdt zoveel mogelijk rekening met uitloging (risicogebaseerde grenswaarden), anderzijds dient er beleidsmatig een voldoende groot verschil te zijn tussen de streefwaarde (gemiddelde niet-verontreinigde bodemkwaliteit), de waarde vrij gebruik en de bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype II (landbouw).

De waarde vrij gebruik is minimaal tweemaal de streefwaarde. De toetsingswaarde voor bestemmingstype I/II ligt minstens 80% boven de waarde vrij gebruik. Dit is de standaard werkwijze in het Vlaamse beleid om de waarde vrij gebruik te bepalen, niet alleen voor PFAS, maar ook voor andere stoffen.

Op basis van het voorgestelde normenkader voor PFBA (§ 3.2.4) werd gekozen om de waarde vrij gebruik voor PFBA af te leiden op basis van de streefwaarde, gelijkaardig aan de methodiek toegepast voor het afleiden van de waarde vrij gebruik voor PFOS (waarde vrij gebruik = 2 x streefwaarde). Voor PFBA is echter nog geen streefwaarde afgeleid, en gebruiken we de antropogene achtergrondwaarde van 1,25 µg/kg ds (Vanermen *et al.*, 2021). Voor PFBA wordt zo een toetsingswaarde van 2,5 µg/kg ds berekend. De overeenkomstige toetsingswaarde voor depositie is weergegeven in Tabel 2.

Uit recente metingen (Gorteman *et al.*, 2024) blijkt echter dat de antropogene achtergrondwaarde lager zou liggen dan 1,25 µg/kg ds. Op basis van 73 metingen (waarvan slechts 14% boven de kwantificatielimit van 0,5 µg/kg viel) bedraagt de P90 0,6 µg/kg ds. Ook voor deze achtergrondconcentratie werd een waarde vrij gebruik afgeleid (0,6 µg/kg ds x 2 = 1,2 µg/kg ds) en een overéénkomstige depositie-norm berekend zoals weergegeven in Tabel 2.

*Tabel 2: Berekende depositie-norm voor PFBA in functie van toetsingswaarde bodem (= 2x streefwaarde bodem).*

	Toetsingswaarde waarde vrij gebruik (µg/kg ds)	Depositie-norm (µg/m <sup>2</sup> jaar)	Depositie-norm (µg/m <sup>2</sup> dag)
PFBA	2,5	1395	3,82
	1,2	670	1,83

### 3.1.3 Evaluatie grondwaterconcentraties ten gevolge van depositie van PFBA

In deze evaluatie werd nagegaan bij welke depositiewaarden de grondwaterconcentraties een zekere toetsingswaarde overschrijden. Daarbij werd ervan uitgegaan dat het grondwater zich op 1 m diepte bevindt. Simulaties werden uitgevoerd zonder en met achtergrondwaarden in de bodem.

Voor PFBA werd als toetsingswaarde het voorstel voor bodemsaneringsnorm grondwater van 6 µg/l gebruikt (Geerts & Van Holderbeke, 2023)<sup>4</sup>. Daarnaast werd ook nagegaan wat

<sup>4</sup> Gebaseerd op US-EPA RfD van 1×10<sup>-3</sup> mg/kg lg/d US-EPA (2022) Toxicological Review of Perfluorobutanoic Acid (PFBA, CASRN 375-22-4) and Related Salts. Integrated Risk Information System, Washington DC, pp. 145.

de maximale depositie van PFBA mag zijn, om onder 100 ng/l in het grondwater te blijven (Van Holderbeke *et al.* (2022), gebaseerd op de drinkwaterrichtlijn (EU, 2020) – voor de som van 20 PFAS). De afgeleide toetsingswaarden voor depositie zijn weergegeven in Tabel 3. Merk op dat voor de simulaties met de streefwaarde (= 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden), geen toetsingswaarde voor depositie kon berekend worden met als toetsingswaarde 100 ng/l in het generieke scenario dat is toegepast. Dit komt doordat de uitloging van de aanwezige achtergrondconcentraties reeds leiden tot een overschrijding van de toetsingswaarde (zie Figuur 4d). In scenario's met een hogere  $K_{oc}$  (grotere fractie aan organisch materiaal), zal deze overschrijding niet voorkomen.

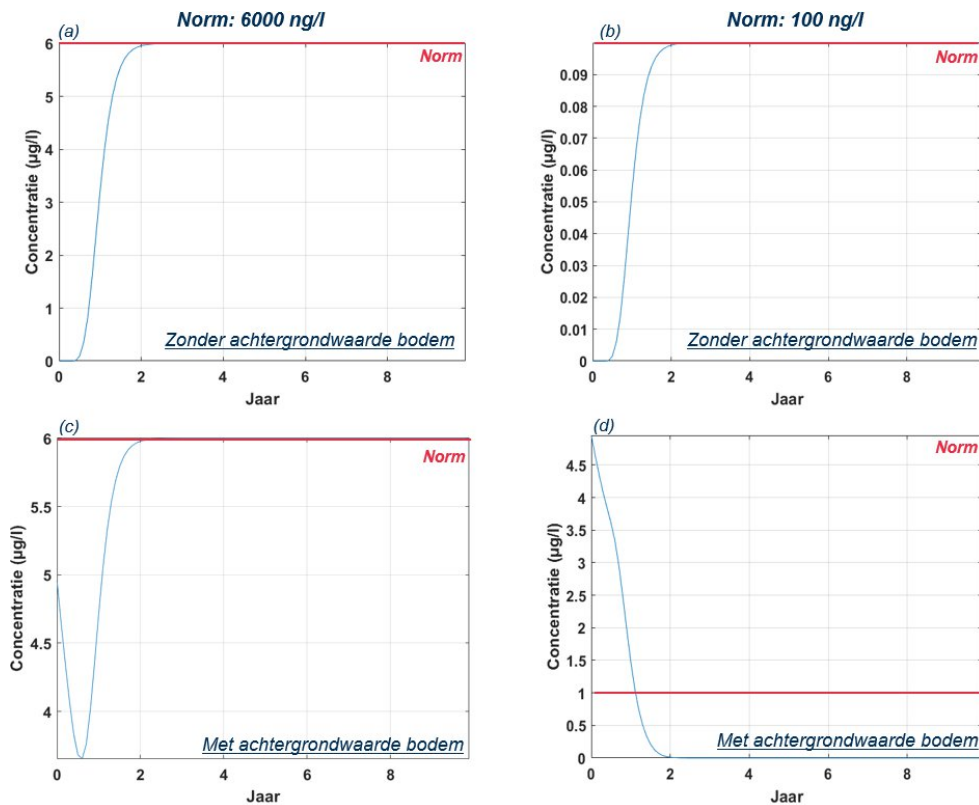
Bij de berekende toetsingswaardes in Tabel 3 dient met volgende kanttekeningen rekening gehouden te worden:

- De toetsingswaarde van 100 ng/l geldt voor de som van 20 PFAS. De berekende depositienorm voor PFBA gaat ervan uit dat de 100 ng/l volledig wordt 'opgevuld' door PFBA, zonder rekening te houden met andere PFAS. In de praktijk zal bijgevolg een strengere deponitienorm voor PFBA noodzakelijk zijn die ook rekening houdt met deze andere PFAS.
- Op heel wat locaties wordt een achtergrondconcentratie van 20 ng/l PFBA aangetroffen in het grondwater. Gezien de ruimtelijke variabiliteit in deze achtergrondwaarde, is besloten deze niet verder mee te nemen in de berekeningen. Dit geeft als gevolg dat de berekende depositienorm iets hoger is dan wanneer de achtergrondconcentratie wel zou worden meegenomen.

*Tabel 3: Berekende depositie-normen voor PFBA voor verschillende toetsingswaarden in grondwater.*

Toetsingswaarden grondwater (ng/l)	Berekende toetsingswaarde voor depositie ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ jaar)	Berekende toetsingswaarde voor depositie ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ dag)
<i>Zonder achtergrondwaarde in bodem</i>		
6000	3150	8,63
100	52,5	0,14
<i>Met achtergrondwaarde in bodem</i>		
6000	3150	8,63
100	N.A.	N.A.

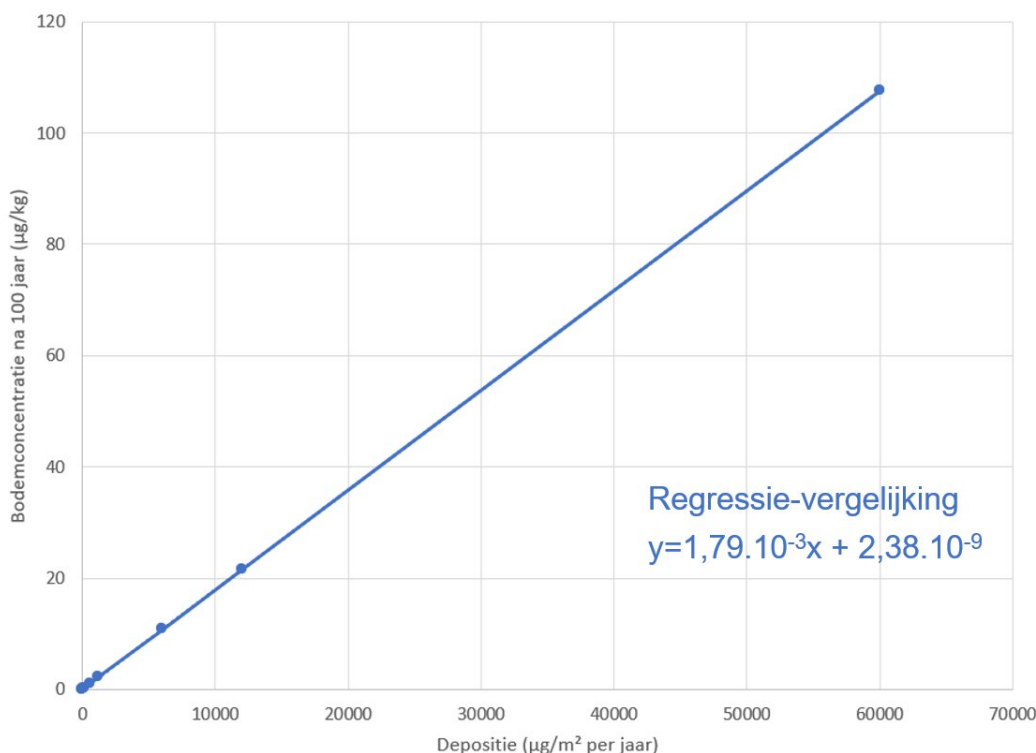
De evolutie van de grondwaterconcentraties voor de verschillende normen (met en zonder achtergrondconcentraties) zijn weergegeven in Figuur 4. De figuur toont aan dat PFBA snel uitloopt naar het grondwater, waar na twee jaar depositie al een steady-state concentratie wordt bereikt.



Figuur 4: Evolutie van berekende PFBA-concentratie in het grondwater voor verschillende toetsingswaarden.

### 3.1.4 Berekening van bodemconcentraties ten gevolge van depositie van PFBA voor gebruik in S-Risk

Om een beter zicht te krijgen op de relatie tussen deposities van PFBA en bodemconcentraties na 100 jaar, werd voor een range van depositiewaarden de gemiddelde bodemconcentratie na 100 jaar berekend. De opgelegde range in depositiewaarden varieerde tussen 6 en 60.000  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  per jaar. In de simulaties wordt dus jaarlijks een concentratie afgezet tussen de 6 en 60.000  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  gedurende een periode van 100 jaar. De resulterende bodemconcentraties na 100 jaar werden berekend voor de top 30 cm. Het model S-Risk gebruikt deze bodemconcentratie om o.a. de concentraties in gewassen te berekenen. Figuur 5 toont de gesimuleerde bodemconcentraties (uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) na 100 jaar in functie van de depositiewaarden (uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  per jaar) voor PFBA. De figuur duidt op een sterk lineair verband tussen de deposities en bodemconcentraties.



Figuur 5: Verband tussen PFBA-deposities en gesimuleerde bodemconcentraties na 100 jaar in de top 30 cm van het bodemprofiel.

## 3.2 S-Risk – humane blootstelling

Voor de uitvoering van de S-Risk berekeningen is het verzamelen van de invoergegevens voor het model, het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse en de validatie van het model vereist.

### 3.2.1 Invoergegevens voor PFBA in S-Risk

In deze stap zal een screening en selectie gebeuren van de gegevens die nodig zijn om S-Risk te laten rekenen. Deze screening zal rekening houden met de meest recente wetenschappelijke inzichten en beschikbare data.

In de volgende paragrafen wordt een overzicht gegeven van de geselecteerde gegevens zoals fysicochemische eigenschappen van PFBA, GTW (gezondheidskundige toetsingswaarde), de blootstelling via niet depositie-afhankelijke routes zoals niet boerderij gebonden voeding, concentraties in levensmiddelen en in milieucompartimenten en transferegegevens naar plant en dier.

De invoergegevens zijn samengevat in een stoffenfiche, zie § 3.2.1.8.

#### 3.2.1.1 Toxicologische toetsingswaarde

Voor de selectie van de GTW voor PFBA verwijzen we naar Vanhooren *et al.* (2024). Naast de selectie van de GTW voor lucht werd ook een orale GTW geselecteerd en uitgebreid beschreven.



De geselecteerde toxicologische toetsingswaarde voor PFBA (US EPA, 2022) is de chronische orale RfD = 1000 ng/kg lg.d voor volwassenen en kinderen. Omdat er geen toxicologische referentiewaarde is voor blootstelling via inhalatie, wordt deze berekend uit de TDI (1000 ng/kg lg.d), met de volgende parameters: 70 kg lichaamsgewicht en 20 m<sup>3</sup>/dag ademvolume. De berekening leidt tot een toelaatbare concentratie in lucht (TCL) van 3500 ng/m<sup>3</sup>.

### 3.2.1.2 Fysicochemische parameters

Om het transport en de distributie van PFBA over de verschillende milieucompartimenten beter te begrijpen en te kunnen modelleren, is het van cruciaal belang om kennis te hebben van de belangrijkste fysicochemische eigenschappen van deze substanties. Voor de selectie van deze fysicochemische eigenschappen werd vertrokken van overzichtswerken en databanken zoals ITRC (Interstate Technology Regulatory Council), ATSDR (2021), US-EPA IRIS en de PubChem en Google Scholar databanken. Waar nodig werden de verzamelde data aangevuld met gegevens uit wetenschappelijke artikels. In Tabel 4 wordt een overzicht gegeven van de fysicochemische eigenschappen die vereist zijn om fysisch transport doorheen milieucompartimenten te kunnen bepalen.

Tabel 4: Overzicht fysicochemische eigenschappen PFBA

Eigenschap	Symbol	Eenheid
Oplosbaarheid (bij 298 K)	S	mg/l
Zuurdisassociatieconstante	pK <sub>a</sub>	-
Dampdruk (bij 298 K)	P	Pa
Temperatuursafhankelijkheid van de dampdruk	a <sub>p</sub>	K
Henry-coëfficiënt (bij 298 K)	H(T <sub>0</sub> )	Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup>
Dimensieloze Henry-coëfficiënt	H'	Pa·m <sup>3</sup> ·mol <sup>-1</sup>
Temperatuursafhankelijkheid van de Henry-coëfficiënt	a <sub>H</sub>	K
Octanol-water verdelingscoëfficiënt	K <sub>OW</sub>	-
Organisch koolstof – water verdelingscoëfficiënt	K <sub>OC</sub>	-
Octanol – lucht verdelingscoëfficiënt (bij 293 K)	K <sub>OA</sub>	-
Temperatuursafhankelijk van octanol – lucht verdelingscoëfficiënt	a <sub>K</sub>	K
Permeatie doorheen waterleiding van polyethyleen	D <sub>PE</sub>	m <sup>2</sup> /dag
Permeatie doorheen waterleiding van polyvinylchloride	D <sub>PVC</sub>	m <sup>2</sup> /dag
Diffusiecoëfficiënt in lucht	D <sub>a</sub>	m <sup>2</sup> /jaar
Diffusiecoëfficiënt in water	D <sub>w</sub>	m <sup>2</sup> /jaar

#### 3.2.1.2.1 Oplosbaarheid (S)

De oplosbaarheid heeft betrekking op de maximale hoeveelheid stof die oplosbaar is in water bij een zekere temperatuur, druk en pH en een bepaald zoutgehalte. Bijkomend zijn per- and polyfluoralkylcarboxylaten en -sulfonaten amfifiel wat betreft functionaliteit. Dit impliceert dat de waarden voor wateroplosbaarheid die gerapporteerd worden in de literatuur niet per se enkel een reflectie voorstellen van de moleculen die werkelijk opgelost zijn maar eveneens

ook microdispersies en micellen kunnen bevatten, potentieel leidend tot een schijnbaar hogere wateroplosbaarheid (ITRC).

Eenzijds rapporteerden Kim *et al.* (2015) voor PFBA een wateroplosbaarheid van  $4,9 \cdot 10^4$  mg/l (i.e., 0,23 M) bij 25°C; dit is een berekende waarde op basis van extrapolatie vanuit experimentele data van andere PFAS. Dit resultaat wordt ondersteund door bevindingen van:

- Kwan (2001) die een oplosbaarheid in water rapporteert van  $3,04 \cdot 10^5$  mg/l (1,42 M),
- ATSDR (2021) dat een oplosbaarheid in water van  $2,14 \cdot 10^5$  mg/l (1 M) rapporteert bij 25°C, met Kwan (2001) als referentie en
- Wang *et al.* (2011) die een oplosbaarheid van  $5,63 \cdot 10^5$  mg/l (2,63 M) vonden via COSMOtherm-modellering, doch zonder vermelding van temperatuur.

Noot: ATSDR (2021) maakt geen melding van de publicaties van Kim *et al.* (2015) of Wang *et al.* (2011).

Anderzijds werd een lagere wateroplosbaarheid gevonden door Bhatarai and Gramatica (2011), die op basis van Quantitative Structure Property Relationship (QSPR)-gemodelleerde data een waarde van 447 mg/l (0,002 M) rapporteerden. Deze waarde wordt dan weer ondersteund door EPI Suite-modellering<sup>5</sup> waarbij een schatting bekomen wordt van soortgelijke grootte, nl.  $1,373 \cdot 10^3$  mg/l (0,006 M) bij 25°C.

Als men de vergelijking maakt met een beter bestudeerde congener, zijnde perfluorooctaan zuur (PFOA,  $C_7F_{15}COOH$ ), kan men de laatste twee lagere oplosbaarheden buiten beschouwing laten. ATSDR (2021) rapporteert namelijk vier verschillende oplosbaarheden tussen  $2,29 \cdot 10^3$  en  $9,5 \cdot 10^3$  mg/l bij 24 – 25°C voor PFOA. Vermits PFOA ( $C_7$ -alkylketen) een veel langere hydrofobe alkylketen heeft vergelijking met deze van PFBA ( $C_3$ -alkylketen), verwacht men minder hydrofiele interactiemogelijkheden van PFOA, op basis waarvan de oplosbaarheid van PFOA lager zou moeten zijn dan die van PFBA. Om deze reden wordt voor de oplosbaarheid van PFBA het gemiddelde genomen van de hogere waarden gerapporteerd door Kim *et al.* (2005), Wang *et al.* (2011) en Kwan (2001), hetgeen leidt tot een wateroplosbaarheid van  **$3,06 \cdot 10^5$  mg/l**. Hoewel Wang *et al.* (2011) geen temperatuur vermeldt, ligt hun oplosbaarheidswaarde in de buurt van degene die gerapporteerd zijn door Kim *et al.* (2015) en Kwan (2001), hierdoor wordt deze waarde eveneens nog in beschouwing genomen.

### 3.2.1.2.2 Zuurdissociatieconstante ( $pK_a$ )

De zuurdissociatieconstante geeft het dissociatiegedrag van een zuur in protonen weer, en bijgevolg geeft het informatie over de zuurtegraad van een substantie. Des te lager de  $pK_a$ , des te zuurder de substantie.

Henne and Fox (1951) rapporteerden een  $pK_a$  van 0,2 voor PFBA bij 25°C op basis van experimentele data. Een gelijkaardige experimentele  $pK_a$ -waarde van 0,4 bij 25°C werd gerapporteerd door Moroi *et al.* (2001) en werd verder overgenomen door Ding and Peijnenburg (2013).

Deze resultaten worden ondersteund door de volgende bevindingen (weliswaar zonder vermelding van temperatuur):

- Karoyo and Wilson (2015) waarin een  $pK_a$ -bereik van 0,08 – 0,4 toegeschreven werd aan PFBA; ATSDR geeft een  $pK_a$  van 0,08 met de vermelding dat het om een waarde gaat die berekend is met SPARC.
- Fabregat-Palau *et al.* (2021) die een  $pK_a$  van 0,4 rapporteerden
- Pancras *et al.* (2018) waarin een  $pK_a$ -bereik van -0,2 – 0,7 gerapporteerd werd

---

<sup>5</sup> [EPI Suite™-Estimation Program Interface | US EPA](#)

Vermits Karoyo and Wilson (2015) en Pancras *et al.* (2018) enkel een  $pK_a$ -bereik vermelden, worden deze resultaten niet beschouwd in het berekenen van een gemiddelde  $pK_a$ -waarde voor PFBA. Het resultaat van Fabregat-Palau *et al.* (2021) wordt eveneens buiten beschouwing gelaten vermits de temperatuur niet vermeld werd waarbij de  $pK_a$ -bepaling gebeurde. Op basis van bovenstaande waarden wordt aangenomen dat de  $pK_a$  van PFBA 0,4 bedraagt bij 25°C gezien deze waarde het meest aangehaald wordt. De waarde gerapporteerd door Henne and Fox (1951) wordt niet expliciet meegenomen vermits ze al van 1951 dateert en er in geen enkele andere bron naar wordt gerefereerd.

### 3.2.1.2.3 Dampdruk (P)

De dampdruk geeft de neiging van een substantie weer om naar de gasfase toe te migreren. Bijgevolg vormt het een maatstaf voor de vluchtigheid van een substantie: hoe hoger de dampdruk, hoe vluchtiger de stof zal zijn. De verschillende dampdrukwaarden voor PFBA vindt men terug in Tabel 5.

Tabel 5: Overzicht dampdrukwaarden voor PFBA.

Referentie	Dampdruk [Pa]	Temperatuur [°C]	Type studie
Bhatarai and Gramatica (2011)	851	25	Experimenteel
	132	25	Model (QSPR)
Kwan (2001)	1260	25	Experimenteel
Steele <i>et al.</i> (2002)	2001	37,7	Experimenteel
ITRC (2021) <sup>6</sup>	1180	25	Extrapolatie van de experimentele waarde bij 37,7°C van Steele <i>et al.</i> (2002)
EPI Suite experimentele database*	849	25	Extrapolatie door US-EPA van de experimentele waarde bij 37,7°C van Steele <i>et al.</i> (2002)
EPI Suite*	2000	25	Model (steunend op Antoine en Grain methoden)
Kim <i>et al.</i> (2015)	251	25	Model (QSPR)
Karoyo and Wilson (2015)	1333**	25	N.G.
Ahrens <i>et al.</i> (2011)	1120	25	Model (SPARC)
Wang <i>et al.</i> (2011)	3890	N.G.	Model (COSMOtherm)
<p>Waarbij N.G. staat voor niet gespecificeerd  * Resultaten verkregen via EPI Suite (v4.00 – v4.11); ** berekend uit 10 mmHg die in Karoyo 2015 wordt vermeld</p>			

<sup>6</sup> Het ITRC rapporteert een dampdruk van 1180 Pa bij 25°C waarbij gesteund zou worden op de experimentele waarde van 2001 Pa bij 37,7°C van Steele, W.V., Chirico, R.D., Knipmeyer, S.E. & Nguyen, A. (2002) Measurements of vapor pressure, heat capacity, and density along the saturation line for cyclopropane carboxylic acid, N,N-diethylethanolamine, 2,3-dihydrofuran, 5-hexen-2-one, perfluorobutanoic acid, and 2-phenylpropionaldehyde. *J Chem Eng Data*, **47**, 715-724.. Er wordt echter niet aangehaald hoe men tot deze waarde komt, noch kan deze geëxtrapoleerde waarde terug gevonden worden in de oorspronkelijke publicatie van ibid. Om deze redenen wordt de waarde van 1180 Pa buiten beschouwing gelaten bij het berekenen van een gemiddelde dampdruk voor PFBA.

Voor het berekenen van een gemiddelde dampdrukwaarde voor PFBA steunt men enkel op experimentele waarden uitgevoerd bij 25°C. Op basis van de waarden gerapporteerd door Bhhatarai and Gramatica (2011), Kwan (2001) en de experimentele database uit EPI Suite bekomt men aldus een gemiddelde dampdruk van 987 Pa bij 25°C.

#### 3.2.1.2.4 Henry-coëfficiënt (H)

De Henry-coëfficiënt is de verhouding van de oplosbaarheid en de dampdruk bij de referentietemperatuur (25°C). Een overzicht van de verschillende Henry-coëfficiënten die voor PFBA bepaald werden, vindt men terug in Tabel 6.

Tabel 6: Overzicht Henry-coëfficiënten voor PFBA bij 25°C.

Referentie	Henry-coëfficiënt [Pa.m <sup>3</sup> /mol]	Type studie
Kwan (2001)	1,2	Experimenteel
Kim <i>et al.</i> (2015)	4,9.10 <sup>3</sup>	Model (QSAR)*
Zhang <i>et al.</i> (2010)	1,4	Model (SPARC)
	4,0	Model (COSMOtherm)
	12,1	Model (EPIsuite)
	1,6	Model (Absolve)
US-EPA CompTox Dashboard	5,1	Model (Opera)
Wang <i>et al.</i> (2011)	1,5	Model (COSMOtherm)

\* ITRC (2021) gebruikt QSAR-geschatte dimensieloze Henry-coëfficiënt (H') om via verband  $H' = H/RT$  de Henry-coëfficiënt te kunnen schatten.

Opvallend is dat slechts één waarde uit Tabel 6 experimenteel bepaald werd. Echter wordt de Henry-coëfficiënt veelal via modellen berekend. Bovendien hebben op één na alle waarden toch dezelfde grootteorde. Uitgaande van de pK<sub>a</sub>-waarde (3.2.1.2.2) bleek reeds dat PFBA onder omgevingsomstandigheden geïoniseerd voorkomt, wat de neiging tot verdamping beperkt. Bovendien is de dampdruk van PFBA aan de lage kant (987 Pa bij 25°C, 3.2.1.2.3). Op basis van beiden verwacht men aldus een lage Henry-coëfficiënt. Om deze redenen wordt enkel het resultaat van Kim *et al.* (2015) buiten beschouwing gelaten bij het berekenen van een gemiddelde Henry-coëfficiënt, wat aanleiding geeft tot een waarde van 3,8 Pa.m<sup>3</sup>/mol bij 25°C.

#### 3.2.1.2.5 Verdelingscoëfficiënt octanol – water (log K<sub>OW</sub>)

De verdelingscoëfficiënt octanol – water (K<sub>OW</sub>) wordt gedefinieerd als de verhouding van de evenwichtsconcentratie van een chemische stof (C<sub>i</sub>) in n-octanol en in water bij een zekere temperatuur.

$$K_{OW} = \frac{[C_i]_{n-oct}^{ev}}{[C_i]_{water}^{ev}}$$

Als dusdanig fungeert het als maatstaf voor het bepalen van de lipo- of hydrofiele eigenschappen van een chemische stof. Hoe groter de log K<sub>OW</sub>-waarde, hoe lipofielere substantie, waarbij de log K<sub>OW</sub>-waarden typisch variëren tussen -3 (zeer hydrofiel) en +10 (zeer hydrofoob) (Cumming & Rücker, 2017). Vermits de log K<sub>OW</sub> nauw verbonden is met de bioaccumulatie van een substantie, kan de octanol-water partiticoëfficiënt ook worden gebruikt als proxy voor het bioaccumulatievermogen, waarbij een log K<sub>OW</sub> ≥ 4 (Goeyens *et*

*al.*, 2008) of een  $\log K_{OW} > 5$  (Mackay *et al.*, 2013) veelal als criterium voor bioaccumulatie wordt gebruikt.

Fabregat-Palau *et al.* (2021) ontwierpen een model ( $r^2 = 0,97$  en  $p < 0,001$ ) waarmee de  $\log K_{OW}$  van een reeks PFAS-congeneren geschat kon worden uitgaande van het aantal  $CF_2$ -groepen ( $n_{CF_2}$ ):

$$\log K_{OW} = 0,71 \times n_{CF_2}$$

Via dit model vindt men voor PFBA ( $n_{CF_2} = 3$ ) een  $\log K_{OW}$  van 2,13. Er wordt echter nergens aangehaald of dit model steunt op zelfuitgevoerde experimentele data of een verzameling van literatuurwaarden. Het enige dat aangehaald wordt, is dat 13 datapunten gebruikt werden voor het opstellen van het model. Dit resultaat wordt redelijk goed beaamd door de volgende bevindingen:

- Deng *et al.* (2012) rapporteerden een  $\log K_{OW}$  van 2,32 voor PFBA op basis van modellering via SPARC
- Wang *et al.* (2011) rapporteerden een  $\log K_{OW}$  van 2,82 via COSMOtherm modellering
- Via EPI Suite wordt een  $\log K_{OW}$  van 2,14 berekend

Op basis van deze vier waarden bepaalt men een gemiddelde  $\log K_{OW}$  van 2,35 voor PFBA.

### 3.2.1.2.6 Verdelingscoëfficiënt organisch koolstof – water ( $\log K_{OC}$ )

De organische koolstof-watervedelingscoëfficiënt ( $K_{OC}$ ) geeft de mate weer waarin een chemische stof adsorbeert aan organisch materiaal in bodem, sediment of slib ten opzichte van de concentratie in poriënwater, bij evenwicht en bij een bepaalde temperatuur. Tevens kan  $K_{OC}$  worden gedefinieerd als de bodem-watervedelingscoëfficiënt ( $K_d$ ) genormaliseerd ten opzichte van de fractie organische koolstof ( $f_{OC}$ ), waarbij de  $K_d$  wordt gedefinieerd als de concentratie van een chemische stof die geabsorbeerd is per massa-eenheid bodem ten opzichte van de concentratie in de waterfase bij evenwicht en bij een bepaalde temperatuur (2014).

$$K_d = \frac{[C]_{\text{bodem}}^{\text{ev}}}{[C]_{\text{water}}^{\text{ev}}}$$

$$K_{OC} = \frac{K_d}{f_{OC}}$$

Des te hoger de  $K_{OC}$ -waarde is, des te sterker een chemische substantie gebonden voorkomt aan bodempartikels, wat dan weer zorgt voor een bemoeilijkte degradatie vermits minder substantie beschikbaar is voor microbiële afbraak. Analoog aan hoge  $K_{OW}$ -waarden zijn hoge  $K_{OC}$ -waarden eveneens geassocieerd aan een verhoogde persistentie in de bodem, waarbij een  $\log K_{OC} > 4,5$  duidt op zeer sterke sorptie in de bodem met verwaarloosbare migratie naar grondwater, terwijl  $\log K_{OC}$ -waarden van 2,5 - 3,4 en  $< 1,5$  respectievelijk een matige sorptie (langzame migratie naar grondwater) en een lage sorptie aan bodempartikels (snelle migratie naar grondwater) voorstellen (US-EPA, 2012).

Fabregat-Palau *et al.* (2021) ontwierpen een model om  $K_d$ -waarden van PFAS-congeneren te kunnen voorspellen uitgaande van een beperkte set aan fysicochemische eigenschappen, nl. het organisch gehalte van de bodem ( $C_{org}$ ), het slib- en kleigehalte van de bodem, en tenslotte de PFAS-ketenlengte. Hiertoe gebruikte ze het sorptiegedrag van acht PFAS-congeneren (vijf perfluoralkylcarboxylaten en drie perfluoralkylsulfonaten) in zeven verschillen bodems

(toplaag genomen bij 0 – 10 cm diepte). Van deze bodems werden een reeks fysicochemische eigenschappen gemeten, waaruit echter bleek dat enkel  $C_{org}$ , slib- en kleigehalte in de bodem en de PFAS-ketenlengte een significante invloed hebben op de voorspelbaarheid van  $K_d$  in het model.

Tabel 7: Relevante fysicochemische eigenschappen voor bodems en  $K_d$ -waarden van PFBA in deze verschillende bodems. Overgenomen uit Fabregat-Palau et al. (2021).

Bodem	Locatie	pH	$f_{oc}$ [%gewicht] <sup>a</sup>	Kleigehalte [%]	Slibgehalte [%]	$K_d$ [l/kg]
1	Spanje	5,5	1,6	10,6	35,0	0,55
2	Spanje	8,0	7,7	33,5	52,3	0,89
3	Spanje	5,2	9,4	18,9	39,8	0,33
4	Oekraïne	5,8	27	3,0	51,0	0,91
5	Wit-Rusland	5,7	32	2,0	63,0	1,2
6	Wit-Rusland	5,7	39	1,3	78,0	1,7
7	Rusland	5,7	41	1,1	78,9	1,2

<sup>a</sup> Organische koolstofgehalte

Deze experimentele resultaten worden gestaafd door de bevindingen van McLachlan *et al.* (2019) die een  $K_d$  van 0,11 l/kg rapporteren voor PFBA. Fabregat-Palau *et al.* (2021) vermelden een  $K_d$  van 0,85 van Guelfo and Higgins (2013), maar deze werd niet teruggevonden in de originele publicatie. Terwijl Mussabek *et al.* (2019)  $K_d$ -waarden van 1,4 en 1,2 l/kg rapporteerden voor twee analoge bodemstalen. Tenslotte meldden Zhang *et al.* (2012) significant grotere  $K_d$ -waarden voor PFBA, nl. 28,18; 26,92 en 18,62 l/kg. Op basis van deze dertien experimentele waarden kan een meetkundige gemiddelde  $K_d$  van 1,7 l/kg berekend worden voor PFBA. Afgaande op deze waarde kan men concluderen dat PFBA een zwak sorptiegedrag vertoont. De reden dat voor een meetkundig gemiddelde ( $1,7 \pm 5,0$  l/kg) geopteerd werd i.p.v. een rekenkundig gemiddeld ( $6,4 \pm 10,6$  l/kg) is om te voorkomen dat de hoge waarden van Zhang *et al.* (2012) de centrale schatting disproportioneel zouden beïnvloeden.

Op basis van de data ( $n = 7$ ) uit Tabel 7 berekende Fabregat-Palau *et al.* (2021) eveneens een  $K_{OC}$  van  $2,3 \pm 0,7$  l/kg, waarvoor het volgend model ( $r^2 = 0,98$  en  $p < 0,001$ ) afgeleid kon worden:

$$\log K_{OC} = 0,42 \times n_{CF_2} - 0,89$$

Dit model vereist enkel het aantal  $CF_2$ -groepen als input (3 voor PFBA) en geeft als resultaat  $\log K_{OC}$  0,37 l/kg of een  $K_{OC}$  van 2,34 l/kg, hetgeen goed overeenkomt met het experimenteel bepaalde resultaat. De auteurs verzamelden eveneens data uit de literatuur, dewelke geïntegreerd werd samen met hun zeven oorspronkelijke datapunten om zo tot een uitgebreider dataset te bekomen ( $n = 11$ ). Deze uitgebreidere dataset leidde tot een  $K_{OC}$  van  $2,9 \pm 0,6$  l/kg, waarvoor op analoge wijze een model ( $r^2 = 0,98$  en  $p < 0,001$ ) afgeleid werd:

$$\log K_{OC} = 0,41 \times n_{CF_2} - 0,70$$

Op basis van het uitgebreider model kon men een  $\log K_{OC}$  van 0,53 berekenen, wat overeenkomt met een  $K_{OC}$  van 3,39 l/kg.

Tabel 8: Overzicht log  $K_{OC}$ -waarden (l/kg) voor PFBA gerapporteerd in wetenschappelijke studies.

Referentie	log $K_{OC}$	Type studie	Aantal stalen
Guelfo and Higgins (2013)	1,88	Experimenteel laboratorium	N = 3*
Campos Pereira <i>et al.</i> (2018)	0,7	Experimenteel laboratorium	N = 19
Fabregat-Palau <i>et al.</i> (2021)	0,36	Veldwerk experimenteel	N = 7*
Fabregat-Palau <i>et al.</i> (2021)	0,53	Gemodelleerd	–
Hunter Anderson <i>et al.</i> (2019)	2,76	Gemodelleerd	–
Mussabek <i>et al.</i> (2019)	1,45	Veldwerk experimenteel	N = 2 (1,4 & 1,5)
Munoz <i>et al.</i> (2017)	4,3	Veldwerk experimenteel	N = 3*
Zhang <i>et al.</i> (2012)	2,62	Veldwerk experimenteel	N = 3
McLachlan <i>et al.</i> (2019)	1,28	Veldwerk experimenteel	N = 2 (1,11 & 1,45)
Pancras <i>et al.</i> (2018)	1,9	N.V.	N.V.

N.V. staat voor niet vermeld

\* Individuele log  $K_{OC}$ -waarden werden niet gerapporteerd, enkel de gemiddelde waarde

Voor het berekenen van een gemiddelde log  $K_{OC}$ -waarde wordt er enkel rekening gehouden met experimenteel verkregen resultaten. Dit betekent dat het resultaat van Hunter Anderson *et al.* (2019) en de gemodelleerde waarden van Fabregat-Palau *et al.* (2021) buiten beschouwing gelaten wordt. De waarde die door Pancras *et al.* (2018) gerapporteerd wordt, wordt eveneens buiten beschouwing gelaten vermits er niet vermeld wordt vanwaar de waarde afkomstig is. Verder vermelden ook niet alle auteurs de individuele log  $K_{OC}$ -waarden die zij verkregen maar enkel de gemiddelde waarde en het aantal stalen. In dit geval worden het aantal stalen als wegingsfactor genomen om toch een representatief beeld te krijgen bij het berekenen van de gemiddelde log  $K_{OC}$ . De individuele waarden van de auteurs die deze toch vermeldden, vindt men terug in Bijlage A (Tabel 39). Tot slot dient er vermeld te worden dat op basis van de drie individuele log  $K_d$ -waarden die Zhang *et al.* (2012) rapporteerden en gebruikten om een log  $K_{OC}$  van 2,62 te bekomen, een andere log  $K_{OC}$  van 2,82 bekomen wordt als men de berekening zelf uitvoert (zie Bijlage A, Tabel 40). Sterker nog, de door Zhang *et al.* (2012) berekende gemiddelde log  $K_{OC}$  van 2,62 is zelfs kleiner dan de laagste log  $K_{OW}$ -waarde van de drie individuele stalen (2,71 – 2,90), wat natuurlijker nooit zou mogen. Om deze reden gebruikt men de eigen berekende log  $K_{OW}$ -waarden steunende op de oorspronkelijke log  $K_d$ -waarden van Zhang *et al.* (2012).

Op basis van deze experimentele waarden kan een gemiddelde log  $K_{OC}$  van 1,10 l/kg (dm<sup>3</sup>/kg) berekend worden voor PFBA. De berekeningen hiervan zijn te vinden in Bijlage A (Tabel 41).

### 3.2.1.2.7 Verdelingscoëfficiënt octanol – lucht (log $K_{OA}$ )

De n-octanol – lucht partiticoëfficiënt wordt gedefinieerd als de verhouding tussen de concentratie van een chemische entiteit in n-octanol t.o.v. de concentratie in lucht bij een gegeven temperatuur en druk, en bij evenwicht. Deze maatstaf wordt veelal gebruikt om de vluchtigheidsgraad aan te geven van een chemische stof vanuit milieumatrices (e.g., bodem

en vegetatie). Des te hoger de  $K_{OA}$ -waarde, des te hoger de vluchtigheid, en bijgevolg, des te hoger de neiging om over te gaan tot de gasfase. Anderzijds impliceert een lage  $K_{OA}$ -waarde een grotere affiniteit voor bodemmatrices (Meylan & Howard, 2005). De  $K_{OA}$ -waarde kan berekend worden als de verhouding van de  $K_{OW}$ -waarde op de dimensieloze Henry-coëfficiënt.

$$K_{OA} = \frac{K_{OW}}{H'}$$

Wang et al. (2011) berekende een  $\log K_{OA}$ -waarde van 6.04 voor PFBA via het COSMOtherm model. Er wordt echter niet gespecificeerd bij welke temperatuur het resultaat gemodelleerd werd. Via EPI Suite werd er dan weer een  $\log K_{OA}$  van 4.3 berekend bij 25°C.

Men kan echter zelf de  $\log K_{OA}$  berekenen uitgaande van  $K_{OW}$  en de dimensieloze Henry-coëfficiënt ( $H'$ ) via het volgend verband:

$$K_{OA} = \frac{K_{OW}}{H'} = \frac{K_{OW}}{\frac{H}{R \times T}} = \frac{2,35}{\frac{3,8}{8,31 \times 298}} = 1531,4$$

$$\Leftrightarrow \log(K_{OA}) = 3,19$$

De zelf berekende  $\log K_{OA}$  bedraagt aldus 3,19 en wordt naar voren geschoven als waarde voor PFBA.

### 3.2.1.2.8 Permeatie doorheen waterleidingen ( $D_{PE}$ , $D_{PVC}$ )

Er zijn geen waarden gevonden voor diffusie van PFBA doorheen waterleidingen van polyethyleen of polyvinylchloride. In Nederland wordt voor  $D_{PE}$  een standaard waarde van  $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{d}$  gebruikt in CSOIL. Deze keuze wordt dan ook als volgt verantwoord: “ $D_{PE}$  ligt voor de gangbare contaminanten in de range  $0,10 \cdot 10^{-7} - 35 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{dag}$  (Vonk, 1985). Bij gebrek aan gegevens wordt aanbevolen uit te gaan van de permeatiecoëfficiënt van een stof met een vergelijkbare structuur (van den Berg, 1997). Bij gebrek hieraan is met een default waarde van  $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{d}$  gerekend, die ook bij andere verbindingen is gebruikt” (Lijzen et al., 2018).

Volgens het technisch begeleidingsdocument van S-risk wordt voor  $D_{PVC}$  standaard een waarde genomen van  $D_{PE}/1000$  (Cornelis et al., 2022).

Voor de berekeningen van de bodemsaneringsnormen wordt voor  $D_{PE}$  de waarde  $1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{d}$  aangenomen; dit is de standaardwaarde die door Lijzen et al. (2018) is gebruikt voor berekeningen in CSOIL. Voor  $D_{PVC}$  wordt de waarde  $1 \cdot 10^{-10} \text{ m}^2/\text{d}$  (d.i.  $D_{PE}/1000$ ) aangenomen.

### 3.2.1.2.9 Diffusiecoëfficiënt in lucht ( $D_a$ ) en water ( $D_w$ )

De diffusiecoëfficiënt ( $D_a$ ) voor gas in lucht kan geschat worden uitgaande van de moleculaire massa ( $M_w$ ) van een substantie via de volgende formule (Cornelis et al., 2022).

$$D_a = 0,035 \times 24 \times \sqrt{\frac{76}{M_w}}$$

Voor PFBA ( $M_w$  van 214 g/mol) zou dit leiden tot een  $D_a$ -waarde van  $0,501 \text{ m}^2/\text{dag}$ . Deze waarde wordt ondersteund door de experimentele bevindingen van Ahrens et al. (2011), die een  $D_a$  van  $0,083 \text{ cm}^2/\text{s}$  vonden voor PFBA bij 25°C, wat vertaald kan worden naar  $0,717 \text{ m}^2/\text{dag}$ .



De diffusiecoëfficiënt voor gas in water ( $D_w$ ) kan eveneens geschat worden op basis van de moleculaire massa van een substantie via de volgende formule (Cornelis *et al.*, 2022).

$$D_w = 3,6 \times 10^{-6} \times 24 \times \sqrt{\frac{76}{M_w}}$$

Voor PFBA ( $M_w$  van 214 g/mol) zou dit leiden tot een  $D_w$ -waarde van  $5,15 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{dag}$ .

### 3.2.1.2.10 Overzicht fysicochemische eigenschappen

Een overzicht van alle relevante fysicochemische waarden vindt men in Tabel 9.

Tabel 9: Overzicht fysicochemische eigenschappen en waarden van PFBA

Eigenschap	Waarde
Oplosbaarheid (S) bij 298 K	$3,06 \cdot 10^5 \text{ mg/l}$
Zuurdissoctatieconstante ( $pK_a$ )	0,4
Dampdruk ( $V_p$ ) bij 298 K	987 Pa
Henry-coëfficiënt (H) bij 298 K	$3,8 \text{ Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$
Verdelingscoëfficiënt ( $K_d$ )	1,7 l/kg
Octanol-water verdelingscoëfficiënt ( $K_{OW}$ )	$10^{2,35}$
Organisch koolstof – water verdelingscoëfficiënt ( $K_{OC}$ )	$10^{1,10} \text{ L/kg}$
Octanol – lucht verdelingscoëfficiënt ( $K_{OA}$ ) bij 293 K	$10^{3,19}$
Permeatie doorheen waterleiding van polyethyleen ( $D_{PE}$ )	$1 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{dag}$
Permeatie doorheen waterleiding van polyvinylchloride ( $D_{PVC}$ )	In S-risk berekend als $D_{PE}/1000$
Diffusiecoëfficiënt in lucht ( $D_a$ )	$0,501 \text{ m}^2/\text{dag}$
Diffusiecoëfficiënt in water ( $D_w$ )	$5,15 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{dag}$

### 3.2.1.3 PFBA blootstelling via voeding en concentraties in levensmiddelen

In S-Risk worden geen afzonderlijke concentraties en consumptiegegevens van levensmiddelen ingevoerd, maar wordt de totale blootstelling via voeding ingevoerd. Vervolgens wordt de blootstelling via zelf geteelde producten (op basis van literatuurdata) afgetrokken van de totale blootstelling via voeding en vervangen door berekende (en dus milieuconcentratie afhankelijke) concentraties in levensmiddelen van eigen teelt.

Er is een beperkte hoeveelheid informatie beschikbaar over de blootstelling aan PFAS via voedsel, en ook de gegevens over PFAS-concentraties in voedsel zijn schaars.

Tussen 2021 en 2023 werd het FLUOREX-project (RF 21/6350) uitgevoerd, gerealiseerd door Sciensano en gefinancierd door de Belgische Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu. Dit project was gericht op de beoordeling van de blootstelling aan perfluoralkylstoffen als vervolg op de bekommernissen die in de recente opinie van de EFSA naar voren werden gebracht (“Exposure assessment of perfluoralkyl substances as follow-up on the concerns raised in the recent opinion of EFSA”). In FLUOREX werden de concentraties van onder andere PFBA in verschillende voedingsmiddelen uit Belgische winkels gemeten en gecombineerd met de consumptiegegevens van de Belgische Voedselconsumptiepeiling 2014 (De Ridder *et al.*, 2016). De gegevens zijn op het moment van schrijven nog niet door Sciensano gepubliceerd, en worden daarom ook niet in dit rapport getoond<sup>7</sup>.

Voor de berekeningen van toetsingswaarden voor depositie wordt de voorkeur gegeven aan de FLUOREX data. De reden hiervoor is dat de resultaten gebaseerd zijn op lage LOQ's, de analyses recent uitgevoerd werden, de consumptiegegevens van de meest recent gepubliceerde voedselconsumptiepeiling voor België gebruikt werden en alle levensmiddelen aangekocht werden in België.

Daarnaast worden ook een aantal scenario's doorgerekend met de blootstellingsgegevens gepubliceerd door het EFSA CONTAM Panel (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020). In een wetenschappelijke opinie werden naast de EFSA 4 (PFAS PFOA, PFOS, PFNA en PFHxS) ook concentraties van andere PFAS, zoals PFBA, in voedsel gepubliceerd. Op basis van deze concentratiegegevens heeft EFSA innames voor verschillende landen, onder andere België, berekend.

EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020) publiceerde een wetenschappelijke opinie waarin voor de EFSA4 (PFAS PFOA, PFOS, PFNA en PFHxS) concentraties in levensmiddelen en innames via voeding gepubliceerd zijn. In Tabel A4 van Annex A geeft EFSA een overzicht van het voorkomen van PFBA in levensmiddelen. Voor de meeste groepen van levensmiddelen geeft EFSA aan dat het percentage waarin geen PFBA gedetecteerd werd 100% is. Om deze reden is de lower bound (LB) innameschatting realistischer dan de upper bound (UB) innameschatting. Bij de LB innameschatting stelt EFSA alle concentraties voor levensmiddelen die onder de LOD (detectielimiet) of LOQ (kwantificatielimiet) gelijk aan nul, voor de UB innameschatting worden deze gelijkgesteld aan de LOD of LOQ wat een overschatting van de inname geeft.

In totaal heeft EFSA ongeveer 1700 stalen weerhouden waarin PFBA geanalyseerd werd. In slechts 24 stalen hiervan kon PFBA gekwantificeerd worden (22 in vlees van vis, 1 in gevogelte en 1 in zetmeelhoudende wortels). Voor een aantal levensmiddelen was het weerhouden aantal stalen erg beperkt, de groep zetmeelhoudende wortels (o.a. aardappelen) bijvoorbeeld bestaat uit slechts 3 stalen waarin PFBA in 1 staal kon bepaald worden (volgens EFSA op een redelijk hoog niveau). Hierdoor is de consumptie van aardappelen één van de levensmiddelgroepen die volgens de EFSA innameschatting het meest bijdraagt aan de blootstelling via voeding. Volgens tabel A8 in Annex A van EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020) wordt de bijdrage aan de blootstelling voor volwassenen hoofdzakelijk bepaald door zetmeelhoudende wortelen (0,35 ng/kg lg dag), vlees (0,0040 ng/kg lg dag) en vis (0,0035 ng/kg lg dag). Voor kleuters wordt de bijdrage eveneens door deze categorieën bepaald: zetmeelhoudende wortelen (1,65 ng/kg lg dag), vlees (0,0091 ng/kg lg dag) en vis (0,0119 ng/kg lg dag).

---

<sup>7</sup> Intussen is een eerste rapport over de FLUOREX-studie gepubliceerd: V Van Leeuw *et al.*, “Exposure Assessment of Perfluoroalkyl Substances as Follow-up on the Concerns Raised in the Recent Opinion of EFSA” (Sciensano, October 8, 2024), <https://www.health.belgium.be/en/node/46295>.

De onzekerheid op de innameschatting van EFSA en op de concentraties in levensmiddelen is bijgevolg erg hoog.

Tabel 10 geeft een overzicht van de inname PFBA via de voeding door de Belgische bevolking gebaseerd op de gemiddelde LB innameschatting van EFSA.

*Tabel 10: Inname van PFBA door de Belgische bevolking, gebaseerd op de LB innameschatting van EFSA CONTAM Panel et al. (2020) (Tabel A5 in EFSA Annex) en toegepast op de leeftijdsgroepen in S-Risk.*

Leeftijd (jaar)	Inname ng /kg lg.dag
1 - < 3	1,58
3 - < 6	1,16
6 - < 10	1,16
10 - < 15	0,40
15 - <21	0,37
21 - < 31	0,35
31 - < 61	0,35
>=61	0,47

Bij voorkeur zijn de gegevens voor de innameschatting en de concentraties in levensmiddelen afkomstig van dezelfde literatuurbron wanneer met S-Risk gemodelleerd wordt (Cornelis & Touchant, 2016). Om deze reden worden de LB concentraties gepubliceerd door EFSA (Appendix A, tabel A4) overgenomen, zie Tabel 11. Hierbij valt op dat enkel voor aardappelen een concentratie beschikbaar is, en deze is gebaseerd op 1 staal boven de LOQ. Het is niet duidelijk waarom PFBA in zo weinig stalen werd teruggevonden. Een mogelijke verklaring kan zijn dat de labo's die gegevens aan EFSA aanleveren onvoldoende gevoelige analysemethoden gebruiken. Andere studies zoals deze verder besproken worden in het hoofdstuk over het afleiden van bioconcentratiefactoren (BCF) van bodem naar planten en biotransferfactoren (BTF) naar dieren (zie § 3.2.1.4 en 3.2.1.5) en ook de jongerenstudie rond 3M (Consortium UAntwerpen, VITO, PIH, UHasselt en VUB, 2023) hebben wel PFBA gehalten gemeten in levensmiddelen. Ook tijdens het PERFOOD project werden concentraties PFBA in levensmiddelen gemeten, de resultaten in groenten en fruit werden echter niet aan EFSA overgedragen vermits deze waarden niet bevestigd konden worden door een andere meettechniek. Deze waarden dienden volgens de auteurs dan ook met enige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd omdat in de dataset mogelijk sprake was van vals positieve resultaten (D'Hollander *et al.*, 2012). De resultaten van het PERFOOD project werden door de auteurs van de studie niet gebruikt om een innameschatting te maken voor PFBA.

*Tabel 11: Concentratie van PFBA in levensmiddelen (lower bound aanname), gebaseerd op EFSA CONTAM Panel et al. (2020) Tabel A4.*

LEVENSMIDDEL	OPMERKING	MG/KG
aardappel	Gebaseerd op slechts 3 stalen, teruggevonden in 1 staal	0,253
wortelgewassen	Groente en groenteproducten (42 stalen)	0
bolgroenten (ui, ...)	Groente en groenteproducten (42 stalen)	0
vruchtgroenten	Groente en groenteproducten (42 stalen)	0
kool	Groente en groenteproducten (42 stalen)	0
bladgroenten	Groente en groenteproducten (42 stalen)	0
peulvruchten	Peulvruchten (7 stalen)	0

rundsvlees	Vleesvee (134 stalen)	0
orgaanvlees	Eetbaar slachtafval boerderijdieren (23 stalen)	0
melk	62 stalen	0
boter	60 stalen	0
eieren	Geen data beschikbaar, gelijkgesteld aan melk	0

Omwille van het beperkt aantal stalen waarin PFBA kon gemeten worden, is er zowel op de innameschatting als concentraties in levensmiddelen een grote onzekerheid.

Voor de berekeningen van toetsingswaarden voor depositie wordt de voorkeur gegeven aan de FLUOREX data. De reden hiervoor is dat de resultaten gebaseerd zijn op lage LOQ's, de analyses recent uitgevoerd werden, de consumptiegegevens van de meest recent gepubliceerde voedselconsumptiepeiling voor België gebruikt werden en alle levensmiddelen aangekocht werden in België.

Daarnaast worden ook een aantal scenario's doorgerekend met de blootstellingsgegevens en concentraties gepubliceerd door het EFSA CONTAM Panel (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020). Deze blootstellingsgegevens werden ook gebruikt in (Touchant *et al.*, 2022). De LOQ's zijn echter hoger dan deze in het FLUOREX project, en EFSA heeft de innameschatting uitgevoerd met de voedselconsumptiepeiling van 2004. Daarnaast werden de meeste levensmiddelen niet aangekocht op de Belgische markt en zijn de analyses ongeveer 10 jaar geleden gebeurd.

#### **3.2.1.4 PFBA: Transfer naar melk, ei en vlees**

Wat betreft transferfactoren naar dierlijke en plantaardige producten is bij het opstellen van het bodemnormeringsrapport voor PFOS en PFOA (Van Holderbeke *et al.*, 2020) reeds gebleken dat weinig kwalitatieve data beschikbaar zijn. Verwacht wordt dat in kader van recente projecten nieuwe gegevens beschikbaar zijn, daarom zullen verschillende actoren betrokken bij PFAS onderzoek gecontacteerd worden en zal een literatuuroepzoeking gebeuren naar transferfactoren voor de geselecteerde PFAS. Indien deze niet beschikbaar zijn kunnen enkel scenario's waarvoor geen berekening van depositieafhankelijke concentraties in plantaardige en dierlijke levensmiddelen nodig zijn doorgerekend worden. Om de scenario's met deze levensmiddelen toch door te rekenen wordt geopteerd om bij gebrek aan transferdata voor PFBA te rekenen met de transferfactoren van PFOA, het carbonzuur met het laagste aantal C-atomen waarvoor we in de literatuur een gemeten BTF gevonden hebben.

##### **3.2.1.4.1 Transfer naar melk**

Hill *et al.* (2022) bespreken de ontwikkeling en toepassing van een aangepaste methode om 27 verschillende PFAS in koeienmelk te detecteren. Hierbij wordt geen info over de voeding van de koeien gegeven, en kunnen bijgevolg geen transferfactoren berekend worden.

Liu *et al.* (2022a) onderzochten 27 gepaarde voeder- en melkstalen, maar vonden geen significante correlatie tussen de massafractie in voeder en in melk voor PFBA en PFOS.

Voor PFBA zijn er dus geen recente transferfactoren naar melk beschikbaar. Voor de transfer van PFBA naar melk werd geopteerd om de BTF voor PFOA te gebruiken via read-across. De optie om ConTrans v2.0 (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2023), gebaseerd op Mikkonen *et al.* (2023), te gebruiken werd onderzocht maar de berekeningen voor rundsvlees en melk zijn beperkt tot PFOS en PFHxS. Hierdoor wordt de BTF voor PFOA als in Van Holderbeke *et al.* (2020) gebruikt.

##### **3.2.1.4.2 Transfer naar ei**

Su *et al.* (2017) vermelden concentraties van verschillende PFAS in zowel eigeel, eiwit als volledige eieren. Ze geven echter geen data weer over concentraties in het voeder of de bodem, waardoor geen transferfactoren berekend kunnen worden.

Fernandes *et al.* (2019) geven concentraties weer in zowel het materiaal waarop legkippen opgekweekt werden, als in de volledige eieren. Gezien er geen maat voor de opname van het materiaal zelf gegeven wordt kan geen BTF berekend worden.

EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020) vermelden geen transfers naar eieren.

Göckener *et al.* (2020) en Kowalczyk *et al.* (2020) bespreken dezelfde studie, waarbij de focus in Göckener *et al.* (2020) meer ligt op de analysemethodes en bij Kowalczyk *et al.* (2020) meer op de toxicokinetiek, inclusief de transferfactoren. Voor PFBA was de gevoeligheid van de methode echter te laag om deze stof te meten in eiwit en eigeel door sterke matrixeffecten op de chromatografische scheiding (Göckener *et al.*, 2020).

Wilson *et al.* (2020) berekenen de transfer van 4 verschillende PFAS uit drinkwater naar eieren, maar niet van PFBA.

Gazzotti *et al.* (2021) bepaalden de concentraties van 4 verschillende PFAS in eieren op verschillende plekken in Italië, maar niet voor PFBA.

Lasters *et al.* (2022) beschrijven PFAS-gehalten in kippeneieren in functie van afstand tot een fabriek die fluorochemicaliën produceert, van leeftijd van de kippen en van dieet. Hierbij worden echter geen gepaarde metingen van voeder, bodem en/of water gegeven waardoor geen transferfactoren berekend kunnen worden.

Gao *et al.* (2023) namen stalen van kippeneieren, weefsels, feces, water, voeder en bodem/stof op 3 verschillende locaties, allen op 1 of 2 km van een fabriek die fluorochemicaliën produceert. Op elk van de locaties werden stalen van 3 kippen genomen. Hoewel ze vermelden dat ze bodem/stofstalen hadden, halen ze zelf bij de resultaten aan dat de verschillen in PFAS-niveaus in water en voeder het verschil in weefsels, eieren en feces niet kunnen verklaren en dat dit dus waarschijnlijk door de bodem komt. Daarna vermelden ze echter dat ze deze bijdrage niet nauwkeurig kunnen berekenen. Hierdoor kan geen betrouwbare transferfactor berekend worden.

Lasters *et al.* (2023) leidden regressiemodellen af om PFAS-concentraties in eieren te kunnen voorspellen op basis van bodemconcentraties en -eigenschappen. Voor PFBA ziet de vergelijking er als volgt uit:

$$\ln ([\text{PFBA ei}]) = 8,41 + 0,633 \times \ln ([\text{PFBA bodem}]) - 9,44 \times \ln (\text{kleigehalte}) - 3,98 \times \ln (\text{pH}) + 1,11 \times \ln ([\text{Mn}^{2+}]) - 0,174 \times \ln ([\text{Ca}^{2+}]) + 4,75 \times \ln (\text{pH}) \times \ln (\text{kleigehalte})$$

met:

- [PFBA ei]: concentratie PFBA in ei (ng/g vg)
- [PFBA bodem]: concentratie PFBA in bodem (ng/g ds)
- kleigehalte: kleigehalte in de bodem (%)
- pH: de  $\text{pH}_{\text{KCl}}$
- $[\text{Mn}^{2+}]$ : de mangaanconcentratie (meq/100 g ds bodem)
- $[\text{Ca}^{2+}]$ : de calciumconcentratie (meq/100 g ds bodem)

Om de berekeningen uit te voeren wordt waar mogelijk met de bodemeigenschappen van de standaardbodem in S-Risk gerekend, als die niet beschikbaar zijn (bv.  $\text{Mn}^{2+}$  concentratie) wordt met de gemiddelde waarde uit Lasters *et al.* (2023) gerekend.

In S-Risk wordt de bodemconcentratie in (mg/kg) ingegeven, wat overeenkomt met  $\mu\text{g/g}$  en dus een factor 1000 verschilt. Voor eieren geldt hetzelfde, in S-Risk wordt de eiconcentratie als mg/kg vg ingegeven, wat overeenkomt met  $\mu\text{g/g}$  vg en dus een factor 1000 verschilt met de eenheden uit de vergelijking. Het kleigehalte wordt zowel in de formule als in S-Risk als een percentage ingegeven. In S-Risk wordt geen mangaan- of calciumconcentratie meegenomen bij de bodemeigenschappen.

Een eerste berekening op basis van de streefwaarde PFBA in de bodem (1,25 µg/kg ds, = 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) en bodemeigenschappen uit S-Risk en Lasters *et al.* (2023) geeft:

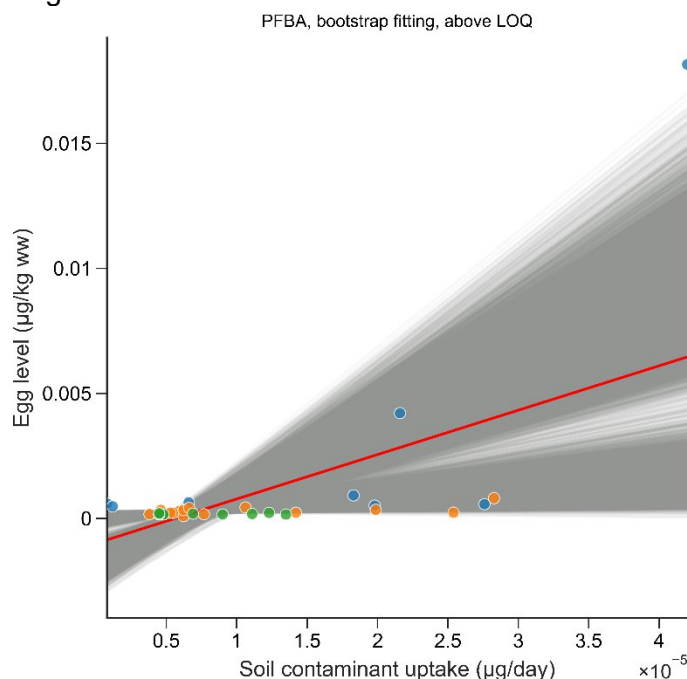
$$\begin{aligned} \ln([\text{PFBA ei}]) &= 8,41 + 0,633 \times \ln\left(1,25 \frac{\text{ng}}{\text{g ds}}\right) - 9,44 \times \ln(10\%) - 3,98 \\ &\times \ln(5) + 1,11 \times \ln\left(0,134 \frac{\text{meq}}{100 \text{ g ds bodem}}\right) - 0,174 \\ &\times \ln\left(15,9 \frac{\text{meq}}{100 \text{ g ds bodem}}\right) + 4,75 \times \ln(5) \times \ln(10\%) = -1,608 \end{aligned}$$

Omgerekend naar niet-ln concentratie is dit 0,0246 ng/g vg.

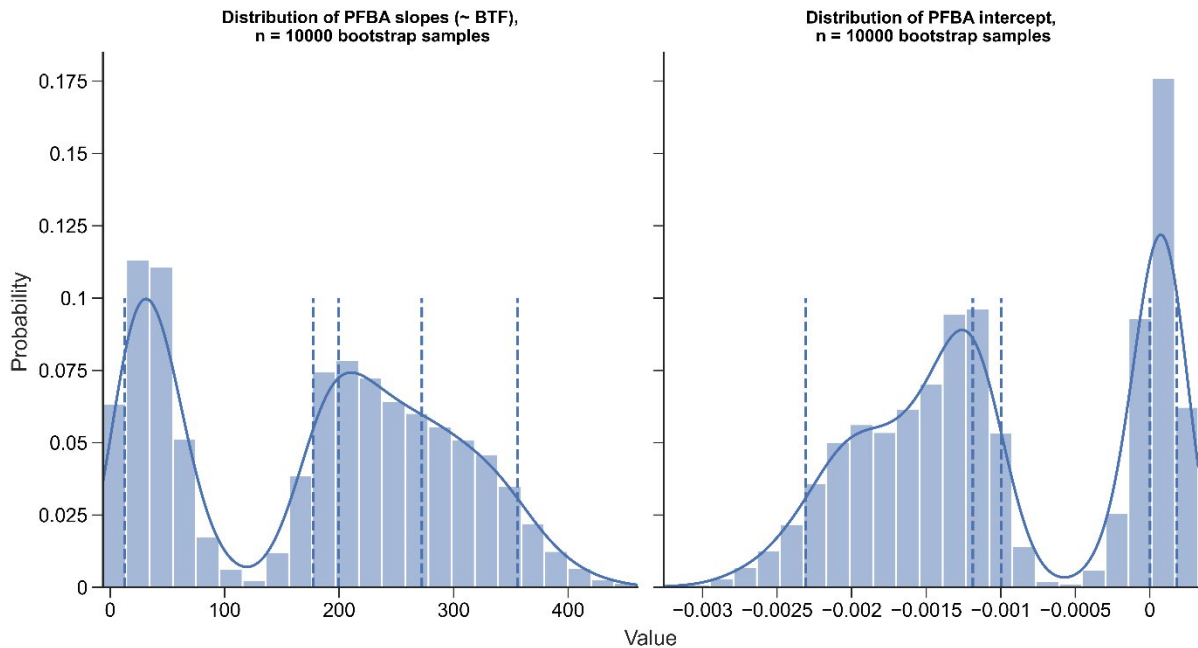
Uit verschillende andere studies, de meeste niet gepubliceerd als peer-reviewed papers, zijn wel gekoppelde data over de niveaus in bodem en eieren beschikbaar. Het gaat over de recente 'Jongerenstudie HBM 3M' (Consortium UAntwerpen, VITO, PIH, UHasselt en VUB, 2023), ongepubliceerde data van de Universiteit Antwerpen (Lasters *et al.*), de PFAS@Home studie (Colles *et al.*, 2022), de ERM studie en een oudere, gepubliceerde studie van (D'Hollander *et al.*, 2011). Voor PFBA werd dezelfde aanpak gebruikt zoals beschreven in 4.2.1.3, p. 87.

Doordat de waarden voor PFBA heel variabel zijn is het niet mogelijk een betrouwbare BTF af te leiden voor de transfer tussen bodem en ei. Dit wordt gekarakteriseerd door de niet-eenduidige piek in de verdeling van de hellingen (~BTF) en het intercept van de verschillende bootstrap regressies (Figuur 7). Bovendien bestrijken de BTF-waarden een range van ~20-400 (Figuur 7), wat de lage betrouwbaarheid benadrukt.

Zelfs op basis van al de gevonden gepaarde bodem-ei data kan voor PFBA geen betrouwbare BTF afgeleid worden.



*Figuur 6 Concentratie PFBA in eieren in functie van de bodemopname. Enkel de meetwaarden boven LOQ zijn opgenomen. De grijze lijnen geven telkens een individuele 'fit' van de bootstrapmethode weer, terwijl de rode lijn de fit van de standaard lineaire regressie weergeeft als referentie.*



*Figuur 7 Verdeling van de hellingen van de verschillende bootstrap regressies (helling van de de grijze lijnen in Figuur 6) en van de intercepts (intercepts van de grijze lijnen in Figuur 6). Deze verdelingen hebben geen duidelijk piek waardoor de schatting van de BTF weinig betrouwbaar is.*

#### **3.2.1.4.3 Transfer naar varkensvlees**

Voor transfer van PFBA naar varkensvlees werd geen info gevonden.

#### **3.2.1.4.4 Transfer naar rundsvlees**

Voor transfer van PFBA naar rundsvlees werd geopteerd om de BTF voor PFOA te gebruiken (read-across). De optie om ConTrans v2.0 (Bundesinstitut für Risikobewertung, 2023), gebaseerd op Mikkonen *et al.* (2023), te gebruiken werd onderzocht maar de berekeningen voor rundsvlees en melk zijn beperkt tot PFOS en PFHxS. Hierdoor wordt de BTF voor PFOA als in Van Holderbeke *et al.* (2020) gebruikt.

#### **3.2.1.4.5 Transfer naar schapenvlees**

Voor transfer van PFBA naar schapenvlees werd geopteerd om de BTF voor PFOA te gebruiken (read-across). Hierdoor wordt de BTF voor PFOA als in Van Holderbeke *et al.* (2020) gebruikt.

#### **3.2.1.4.6 Transfer naar orgaanvlees**

Voor transfer van PFBA naar orgaanvlees werd geopteerd om de BTF voor PFOA te gebruiken (read-across). Hierdoor wordt de BTF voor PFOA als in Van Holderbeke *et al.* (2020) gebruikt.

#### **3.2.1.5 PFBA: Transfer naar gewassen**

In S-Risk worden verschillende groententypes gedefinieerd. Voor elk van deze groententypes wordt een BCF of de concentratie in bepaalde plantendelen berekend aan de hand van ingebouwde formules (Briggs *et al.*, 1982; Trapp & Matthies, 1995; Meneses *et al.*, 2002; Samsøe-Petersen *et al.*, 2002; Trapp, 2002; Trapp *et al.*, 2007). Het ingebouwde formulairium in S-Risk werd nog niet gevalideerd voor de groep PFAS, om deze reden wordt hiervan bij

voorkeur geen gebruik gemaakt voor de berekeningen van de transfer van PFAS naar planten. Indien men een andere dan via het formularium bekomen BCF-waarde wil gebruiken dient deze met de eenheden  $((\text{mg/kg ds in de plant})/(\text{mg/m}^3 \text{ bodemoplossing}))$  ingegeven te worden. Indien er verschillende BCF-waarden per plantsoort vermeld worden (bv. bodemwortel, bodem-scheut,...) wordt telkens de waarde van het gedeelte dat door mensen geconsumeerd wordt gebruikt, indien beschikbaar, ofwel de waarde voor transfer naar de volledige plant. Studies op basis van hydrocultuur worden buiten beschouwing gelaten. Voor de afleiding van de gemiddelde BCF-waarden in Tabel 12 en Tabel 13 wordt het geometrisch gemiddelde gebruikt, deze waarde is minder gevoelig aan outliers in vergelijking met het rekenkundig gemiddelde.

Blaine *et al.* (2013) kweekten sla en tomaat op verschillende soorten vervuilde grond, zowel in serres als op het veld. Op het veld kweekten ze ook maïs, maar in de maïskorrels waren alle PFAS-meetwaarden onder de LOQ, voor elke bodembehandeling. Voor maïs kan uit deze studie dus geen BCF afgeleid worden. In de serres gebruikten ze 3 verschillende types grond. Het eerste type is grond verbeterd met PFAS-gecontamineerde *biosolids*<sup>8</sup>, het tweede type is grond waarop langdurig *biosolids* uit gemeentelijke afvalwaterbehandeling aangebracht werden, en een derde type is controlegrond waar enkel commerciële meststoffen gebruikt werden. Voor de veldstudie werden 5 bodembehandelingen toegepast, waaronder één controle. Bij de vier overige bodembehandelingen werden telkens *biosolids* als meststof gebruikt, waarbij telkens de hoeveelheid aangepast werd om 0,5×; 1×; 2× of 4× de hoeveelheid benodigde stikstof voor het gewas te bekomen. Hierbij berekenen ze telkens een BCF met de eenheden  $(\text{ng/g ds})/(\text{ng/g ds})$ , weergegeven in Tabel 12 en Tabel 13.

In een vervolgpaper berekenen Blaine *et al.* (2014a) BCF-waarden voor radijs, selder en erwt. Ze gebruiken hiervoor dezelfde testopstelling, maar kweken deze groenten enkel in de serre. In het overzicht in Tabel 12 en Tabel 13 worden telkens de BCF-waarden naar het eetbare gedeelte van de plant weergegeven, in  $(\text{ng/g ds})/(\text{ng/g ds})$ . Voor radijs is dat de wortel, voor selder de scheut en voor erwt de vrucht.

Blaine *et al.* (2014b) onderzochten de accumulatie van PFAS in sla en aardbei na het irrigeren met PFAS-gecontamineerd water. Hierbij berekenen ze BCF-waarden door de waterconcentratie om te rekenen naar een geschatte bodemconcentratie. Ze geven hierbij echter geen eenheden waardoor deze BCF-waarden niet te vergelijken zijn met de andere BCF-waarden in dit overzicht, om deze reden worden ze niet meegenomen in het overzicht.

Wen *et al.* (2014) onderzochten de opname van verschillende PFAS, maar enkel in gewone tarwe (*Triticum aestivum* L.), wat niet meegenomen wordt in S-Risk.

Krippner *et al.* (2015) kweekten maïs in potten waarvan ze de grond met twee verschillende concentraties PFAS gecontamineerd hadden (0,25 en 1,00 mg PFAS per kg bodem). Uit hun meetresultaten berekenden ze BCF-waarden voor zowel het stro als de maïskorrels. In het overzicht in Tabel 13 geven we enkel de BCF-waarden voor de maïskorrels weer. In de paper worden die gegeven als  $(\text{mg PFAS in maïskorrels/kg ds})/(\text{mg PFAS in bodem/kg ds})$ , wat dezelfde waarde oplevert als dit omgerekend wordt naar  $(\text{ng/g ds})/(\text{ng/g ds})$ . In Tabel 13 worden deze omgerekende waarden weergegeven.

Liu *et al.* (2017) geven enkel vergelijkingen om de graanconcentratie te berekenen afhankelijk van de bodemconcentratie, voor tarwe en maïs.

Navarro *et al.* (2017) bestudeerden de opname van verschillende PFAS en gehalogeneerde vlamvertragers in spinazie, tomaat en maïs. In spinazie werd PFBA niet gedetecteerd (Tabel 1 in de paper) en bij maïs wordt de concentratie in de graankorrel niet gerapporteerd, enkel de concentraties in de wortel en de bladeren. Uit deze paper halen we dus enkel BCF-waarden voor tomaten (Tabel S9 in de paper). Tomaten werden op 3 verschillende gronden gekweekt; een controlegrond, een grond bemest met hittegedroogd slib en een grond bemest met

---

<sup>8</sup> Vaste organische stof afkomstig vanuit afvalwaterbehandeling, vaak gebruikt als meststof (<https://en.wikipedia.org/wiki/Biosolids>)



compost van gemeentelijk vast afval. De bijhorende BCF-waarden worden in Tabel 12 weergegeven.

Dalahmeh *et al.* (2018) analyseerden de concentraties van 26 verschillende PFAS in bodemstalen en mais, suikerriet en yam. PFBA werd niet gedetecteerd in de plantstalen.

Bao *et al.* (2019) rapporteren enkel PFAS-concentraties in samengestelde groentestalen, bestaande uit een combinatie van tomaat, komkommer, aubergine, paprika en Chinese kool. Doordat het om samengestelde stalen gaat kunnen we de BCF-waarden niet gebruiken voor individuele groentesoorten.

Ghisi *et al.* (2019) verwijzen voor BCF-waarden van PFBA naar de papers van Krippner *et al.* (2015) (maïskorrels), Blaine *et al.* (2014a) (selder, erwt en radijs) en Blaine *et al.* (2013) (sla en tomaat).

Lasee *et al.* (2019) bepaalden de opname van verschillende PFAS in radijs, wortel en alfalfa, maar PFBA behoorde niet tot de selectie van de geanalyseerde PFAS.

Liu *et al.* (2019) verzamelden stalen van 10 verschillende groenten en 3 verschillende graangewassen op twee locaties in de buurt van een groot fluorochemisch industriepark. De twee locaties bevonden zich op 0,3 en 10 km van het industriepark, en op die locaties werden ook grondstalen genomen zodat er gepaarde data voorhanden is tussen de groenten/graangewassen en de bodem om BCF's te berekenen. In de stalen werden de niveaus van 12 verschillende PFAS gemeten, waaronder PFBA, PFOA en PFOS. Bij de groenten en graangewassen worden de PFAS in verschillende onderdelen van de plant gemeten, bv. het blad, de bladsteel of de wortel. De gemeten concentraties zijn weergegeven in ng/g ds voor zowel de groenten/graangewassen als de bodem, zodat de BCF-eenheid (ng/g ds)/(ng/g ds) wordt. De berekende BCF-waarden worden weergegeven in Tabel 12 en Tabel 13.

Li *et al.* (2019) onderzochten het voorkomen van PFAS in groenten, fruit, irrigatiewater en bodem in verschillende regio's stroomafwaarts van een groot fluorochemisch industriepark. Ze berekenen BCF-waarden, maar groeperen daarbij verschillende groenten. De groep 'melons and solanaceous species' omvat pompoen, aubergine, tomaat, komkommer, waspompoen, *Luffa*, chili en kalebas; en de groep 'bladgroenten' omvat amarant, spinazie en kleine Chinese bladgroenten. Door deze groeperingen kunnen deze waarden hier niet gebruikt worden.

Zhang *et al.* (2019) onderzochten, net als Wen *et al.* (2014), de opname van verschillende PFAS in gewone tarwe, wat niet meegenomen wordt in S-Risk.

Bao *et al.* (2020) verzamelden bodem-, grondwater-, en groentestalen in een serre op 200m van een fluorochemische fabriek. Ze berekenden BCF-waarden (ng in groente/g ds)/(ng in bodem/g ds) voor tomaat en komkommer, op 5 verschillende tijdstippen gemeten, telkens met 10 dagen tussen. Deze waarden worden weergegeven in Tabel 12.

EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020) geven geen BCF-waarden.

Felizeter *et al.* (2020) kweekten sla op opzettelijk gecontamineerde bodem, waarbij ze 4 verschillende PFAS-concentraties toevoegden aan de bodem (0,1; 1; 5 en 10 mg/kg ds). Daarna analyseerden ze de concentraties in bodem, bodemporiewater, slawortels en slabladeren. Ze berekenden hieruit BCF-waarden (bodem – blad), waarbij de concentraties in slabladeren per kg versgewicht uitgedrukt worden. Deze rekenen we eerst om naar een concentratie per drooggewicht, gebaseerd op een droge stof-gehalte van ongeveer 4,5% (Monsees *et al.*, 2019; U.S. Department of Agriculture, 2022). Hieruit kunnen we dan BCF-waarden in (ng in slabladeren/g ds)/(ng in bodem/g ds) berekenen, die weergegeven worden in Tabel 13. Dit werd slechts voor 3 contaminatieniveaus gedaan omdat bij het hoogste contaminatieniveau de planten significant kleiner waren, wat wijst op een fytotoxisch effect. De BCF-waarden werden berekend aan de hand van de bodemconcentraties aan het begin van het experiment.

Gredelj *et al.* (2020) kweekten roodlof (*Cichorium intybus* var. *foliosum*, type Chioggia), wat niet in S-Risk zit.

Lasee *et al.* (2020) namen, net als in Lasee *et al.* (2019), geen PFBA mee in hun analyse.

Wang *et al.* (2020) bespreken in hun review papers die hiervoor al besproken zijn, of niet relevant voor dit overzicht (geen PFBA, hydrocultuur of groente/gewas niet in S-Risk).

Zhang *et al.* (2020) berekenen BCF-waarden voor PFBA voor onder andere komkommer, tomaat, paprika, sla, spinazie, radijs en wortel, maar geven de waarden enkel weer in een figuur op een log-schaal (Figuur 4c in het artikel), waardoor deze niet nauwkeurig afgelezen kunnen worden.

Abril *et al.* (2021) kweekten radijzen in groeikamers op grond gemengd met gecomposteerd slib. Deze grond werd opzettelijk gecontamineerd met onder andere PFAS aan een concentratie van 500 ng/g ds per stof. Hierna berekenden ze BCF-waarden tussen de bodem en de wortel, schil van de bol, de bol, de steel en de bladeren. In Tabel 12 wordt de BCF van bodem naar de eetbare bol weergegeven, in  $(\text{ng/g ds})/(\text{ng/g ds})$ .

Felizeter *et al.* (2021) gebruikten dezelfde proefopstelling als Felizeter *et al.* (2020) met andere groenten of gewassen namelijk radijs, erwt en maïs. Net zoals voor sla werd het hoogste contaminatieniveau niet geanalyseerd voor radijs door de fytotoxische effecten. De concentraties in groenten en gewassen worden hier ook uitgedrukt op basis van versgewicht, waardoor deze moeten omgezet worden naar drooggewicht op basis van volgende droge stof-gehalten: radijs 4,7% (U.S. Department of Agriculture, 2019b), erwt 21,1% (U.S. Department of Agriculture, 2019a) en maïs 67% (Li *et al.*, 2021). De BCF-waarden werden berekend aan de hand van de bodemconcentraties aan het begin van het experiment en weergegeven in Tabel 12 en Tabel 13.

Jiao *et al.* (2021) bespreken in hun review papers die hiervoor al besproken zijn, of niet relevant voor dit overzicht (geen PFBA, hydrocultuur of groente/gewas niet in S-Risk).

Lesmeister *et al.* (2021) berekenen of halen 252 BCF-waarden voor PFBA uit de literatuur, maar geven te weinig informatie over individuele plantsoorten om hieruit waarden te kunnen halen voor dit overzicht.

Xu *et al.* (2021) geven hun berekende BCF-waarden enkel weer in grafieken, of in een gecombineerde tabel waardoor geen gegevens over individuele plantsoorten afgeleid kunnen worden.

Liu *et al.* (2022b) verzamelden stalen van rijst, maïs, radijs, sojaboon en Chinese kool met bijhorende bodemstalen op 42 verschillende locaties in de buurt van een groot industrieel park. Ze geven zowel de concentraties in de bodem als in de eetbare delen van de groenten/gewassen weer als in ng/g ds, zodat deze waarden niet meer omgezet moeten worden voordat een BCF kan berekend worden. De berekende BCF-waarden voor maïskorrels ( $n = 2$ ), radijs (bol,  $n = 1$ ) en Chinese kool ( $n = 2$ ) worden weergegeven in Tabel 12 en Tabel 13. Indien er 2 stalen genomen zijn wordt de gemiddelde BCF-waarde gegeven.

Qi *et al.* (2022) geven geen BCF-waarden in hun review.

Xu *et al.* (2022) schreven een review waarbij ze een overzicht geven van berekende BCF-waarden in de literatuur. Ze geven de BCF als  $(\text{ng/g ds})/(\text{ng/g ds})$ . Voor PFBA berekenen ze BCF-waarden voor verschillend plantsoorten, maar geven aan dat hier een grote spreiding op zit. Ze baseren zich voor PFBA op de studies van Blaine *et al.* (2013), Wen *et al.* (2014), Bizkarguenaga *et al.* (2016) en Liu *et al.* (2019). Bij het nakijken van de waarden uit Tabel 1 van Xu *et al.* (2022) blijkt dat voor de wortel de concentraties in de bladsteel en de wortel zelf omgewisseld zijn, en er ook maar één van de twee meetlocaties meegenomen wordt uit Liu *et al.* (2019).

Adu *et al.* (2023) geven geen BCF-waarden in hun review. Ze verwijzen hiervoor naar de paper van Gallen *et al.* (2017), maar hierin staan geen BCF-waarden.

Lv *et al.* (2023) en Xiang *et al.* (2023) bespreken in hun review papers die hiervoor al besproken zijn, of niet relevant voor dit overzicht (geen PFBA, hydrocultuur of groente/gewas niet in S-Risk).

Voor aardappelen werd specifiek gezocht naar BCF-waarden aangezien deze volgens de consumptiegegevens een relatief groot aandeel hebben in het voedselpakket. Voor PFBA werden slechts twee artikels gevonden. Eun *et al.* (2020) geven aan dat het PFAS-profiel in aardappelen met schil heel gelijkaardig is aan het PFAS-profiel in de bodem, zelfs nadat de

aardappelen gewassen zijn. Ze geven geen waarden voor de PFAS-concentraties in de bodem of aardappelen, dus kunnen er geen BCF-waarden afgeleid worden. Golovko *et al.* (2022) bestuderen het effect van het gebruik van afvalwater om velden te irrigeren op bodemconcentraties en concentraties in aardappelen. In aardappelen konden ze geen PFAS-concentraties boven de detectielimiet terugvinden, waardoor er geen BCF-waarden berekend kunnen worden.



Tabel 12 BCF-waarden ((ng/g ds)/( ng/g ds)) voor PFBA voor verschillende groenten, deel 1

Publicatie	Opmerkingen	Aardappel	Wortel	Schorseneer en peterselie	Andere wortelgroenten (bv. radijs)	Bolgewassen (bv. ui)	Prei	Tomaat	Komkommer	Andere vruchtgroenten (bv. paprika)	Kool	Bloemkool en broccoli	Spruiten
Blaine <i>et al.</i> (2013)	Serre - industrieel							12,2 ± 1,71 <sup>d</sup>					
	Veld - 4× stikstof							18,2 ± 5,34 <sup>d</sup>					
Blaine <i>et al.</i> (2014a)					2,92 ± 0,36 <sup>a,4</sup>								
Navarro <i>et al.</i> (2017)	Controle							53,80 ± 7,97 <sup>d</sup>					
	Hittegedroogd slib							30,87 ± 6,33 <sup>d</sup>					
	Gemeentelijk afval							69,82 ± 28,01 <sup>d</sup>					
Liu <i>et al.</i> (2019)	0,3 km van het industriepark		38,91 <sup>a</sup>		15,16 <sup>a,4</sup>					87,96 <sup>1</sup> 104,10 <sup>3</sup>	191,45 <sup>b,2</sup>	42,01 <sup>5</sup>	
	10 km van het industriepark		7,56 <sup>a</sup>		10,83 <sup>a,4</sup>					16,67 <sup>1</sup>	20,63 <sup>b,2</sup>	8,65 <sup>5</sup>	
Bao <i>et al.</i> (2020)	Dag 0, 10, 20, 30 en 40							24, 23, 19, 16, 14 <sup>d</sup>	14, 18, 13, 14, 10 <sup>d</sup>				
Abril <i>et al.</i> (2021)					0,036 <sup>a,4</sup>								
Felizeter <i>et al.</i> (2021)	0,1 mg/kg ds				0,24 <sup>a,4</sup>								
	1 mg/kg ds				10,02 <sup>a,4</sup>								
	5 mg/kg ds				3,90 <sup>a,4</sup>								
Liu <i>et al.</i> (2022b)				1,27 <sup>a,4</sup>						2,91 <sup>b,2</sup>			
<b>Geometrisch gemiddelde</b>			<b>17,15</b>		<b>1,95</b>			<b>23,89</b>	<b>13,56</b>	<b>53,44</b>	<b>22,57</b>	<b>19,07</b>	
<b>Geometrische standaarddeviatie</b>			<b>3,19</b>		<b>8,20</b>			<b>1,76</b>	<b>1,23</b>	<b>2,75</b>	<b>8,12</b>	<b>3,06</b>	

<sup>a</sup> Wortel/knol van het gewas/groente      <sup>c</sup> Korrels van het gewas  
<sup>b</sup> Blad van het gewas/groente      <sup>d</sup> Vrucht van het gewas  
<sup>1</sup> *Capsicum annuum*      <sup>3</sup> Pompoen (*Cucurbita moschata* Duchesne)    <sup>5</sup> Bloemkool (*Brassica oleracea* L. var. *botrytis*)  
<sup>2</sup> Chinese kool (*Brassica rapa* var. *pekinensis*)      <sup>4</sup> Radijs (*Raphanus sativus*)

Tabel 13 BCF-waarden ((ng/g ds)/( ng/g ds)) voor PFBA voor verschillende groenten en gewassen, deel 2

Publicatie	Opmerkingen	Sla	Veldsla	Andijvie	Spinazie	Witloof	Selder	Bonen	Erwt	Gras	Maïs
Blaine <i>et al.</i> (2013)	Serre - industrieel	56,8 ± 3,45									
	Serre - gemeentelijk	28,4 ± 5,21									
	Veld - 4x stikstof	40,0 ± 2,41									
Blaine <i>et al.</i> (2014a)						49,49 ± 4,50 <sup>b</sup>		32,07 ± 5,13 <sup>d</sup>			
Krippner <i>et al.</i> (2015)	0,25 mg/kg										0,133 <sup>c</sup>
	1,00 mg/kg										0,229 <sup>c</sup>
Liu <i>et al.</i> (2019)	0,3 km van het industriepark	488,67 <sup>b</sup>					270,52 <sup>b</sup>				8,21 <sup>c</sup>
	10 km van het industriepark	13,00 <sup>b</sup>									4,83 <sup>c</sup>
Felizeter <i>et al.</i> (2020) en Felizeter <i>et al.</i> (2021)	0,1 mg/kg ds	154,57 <sup>b</sup>							27,12 <sup>d</sup>		0,12 <sup>c</sup>
	1 mg/kg ds	37,81 <sup>b</sup>							14,59 <sup>d</sup>		0,05 <sup>c</sup>
	5 mg/kg ds	3,89 <sup>b</sup>							4,99 <sup>d</sup>		0,0056 <sup>c</sup>
	10 mg/kg ds								2,36 <sup>d</sup>		0,013 <sup>c</sup>
Liu <i>et al.</i> (2022b)										1,07 <sup>c</sup>	
<b>Geometrisch gemiddelde</b>		<b>41,80</b>					<b>115,71</b>		<b>10,84</b>		<b>0,16</b>
<b>Geometrische standaarddeviatie</b>		<b>4,33</b>					<b>3,32</b>		<b>3,07</b>		<b>13,07</b>

<sup>a</sup> Wortel van het gewas/groente

<sup>b</sup> Blad van het gewas/groente

<sup>c</sup> Korrels van het gewas

<sup>d</sup> Vrucht van het gewas

Zoals uit Tabel 12 en Tabel 13 blijkt zijn niet voor alle gewassen die deel uitmaken van de lokaal geteelde groenten BCF factoren beschikbaar. Bovendien is het onderzoek hiernaar pas de laatste jaren echt gestart. In het ideale geval baseren we ons voor de selectie van een BCF op gekoppelde Vlaamse bodem-gewas data, of data afkomstig van een gebied klimatologisch en bodemkundig vergelijkbaar met Vlaanderen. Vermits dergelijke data vaak ontbreken, werd de selectie van de BCF gemaakt op basis van de internationale literatuur gegeven in het overzicht hierboven.

Voor gewassen waarvoor geen BCF in de literatuur kon gevonden worden, werd de transfer gelijkgesteld aan deze van andere gewassen, deze gelijkstelling is waar mogelijk gebaseerd op planteigenschappen. Voor aardappelen werden geen gegevens gevonden die toelaten om een BCF af te leiden. De BCF voor aardappelen werd daarom gelijkgesteld aan deze voor wortelen, deze aanname introduceert een grote onzekerheid. Aardappelen en wortelen zijn beide gewassen waarvan het ondergrondse deel geconsumeerd worden, maar wat planteigenschappen betreft hebben ze weinig gemeenschappelijk. Voor bolgewassen zijn eveneens geen data beschikbaar, hiervoor wordt een gemiddelde van de BCF factoren voor wortel- en knolgewassen aangenomen. Deze aanname werd ook voor PFOS gemaakt en baseert zich ook op het feit dat het eetbare deel van de gewassen grotendeels ondergronds groeit (Van Holderbeke *et al.*, 2020). Voor groenten waarvoor binnen dezelfde gewasgroep experimentele data beschikbaar zijn, wordt een gemiddelde aangenomen van deze experimentele data. Voor gras werd geen BCF gevonden, deze stellen we gelijk aan het andere voedergewas, mais. Hierdoor wordt een grote onzekerheid geïntroduceerd. De BCF-factoren staan in Tabel 15, samenvattend kan gesteld worden dat door het ontbreken van data de onzekerheid op de transfer naar gewassen groot is.

### 3.2.1.6 PFBA: Concentraties in het milieu

Alvorens berekeningen uit te voeren om toetsingswaarden voor depositie af te leiden zal een 'achtergrondscenario' doorgerekend worden, dit is een scenario bij huidige concentraties in het milieu. Gegevens over depositie en concentraties in de bodem (achtergrondconcentraties/streefwaarden) worden opgevraagd of opgezocht in de literatuur.

#### 3.2.1.6.1 Buitenlucht

Peters *et al.* (2022) voerden in samenwerking met VMM een studie uit naar de **totale depositie** (= droge en natte depositie) van PFAS. Ze deden dit zowel op verschillende meetlocaties in de buurt van 3M, als op een achtergrondlocatie in Dessel. Voor PFBA bekomen ze een gemiddelde totale depositie van 4,1 ng/m<sup>2</sup>.dag op de achtergrondlocatie. Deze waarde is een gemiddelde over 6 maanden. De PFBA-depositie in de buurt van 3M en de Oosterweelwerf waren duidelijk verhoogd ten opzichte van de achtergrond (min. 5,3, max. 88,1, gemiddeld 38,7 ng/m<sup>2</sup>/dag). Aan de kust bemonsterden ze ook de depositie van PFBA, op 2 locaties en gedurende 3 periodes (03/08-01/09/2022, 01/09-28/09/2022 en 28/09-13/10/2022). Dit gaf in Zoute deposities van 2,69; 3,02; 6,28 ng/m<sup>2</sup>.dag en in Duinbergen 1,60; 2,52; 2,60 ng/m<sup>2</sup>/dag. Het gemiddelde van deze 6 waarden is **3,12 ng/m<sup>2</sup>.dag**, deze waarde wordt verder achtergronddepositie genoemd<sup>9</sup> (Berghmans *et al.*, 2023).

Peters *et al.* (2022), en verdergezet door VMM in 2022-2023, bemonsterden ook PFBA in **zwevend stof**. Op de achtergrondlocatie in Dessel waren 4 van de 76 metingen boven de detectielimiet, in de periode juli 2021 tot maart 2023. Indien enkel de waarden boven de detectielimiet gebruikt worden, krijgen we volgende waarden (min; gemiddelde; max): 0,0004; 0,0012; 0,0019 ng/m<sup>3</sup>. Indien de waarden onder de detectielimiet (DL) gelijkgesteld worden

---

<sup>9</sup> De achtergronddepositie is niet gelijk aan de gemiddelde depositie per bestemmingstype, zie verder paragraaf 3.4. Deze waarde wordt gebruikt om het S-Risk model te valideren en om te vergelijken met berekende toetsingswaarden

aan 0 of aan de detectielimiet krijgen we volgende waarden (min; gemiddelde; max): 0,0000; 0,0001; 0,0019 ng/m<sup>3</sup> (<DL = 0) en 0,0001; 0,0007; 0,0025 ng/m<sup>3</sup> (<DL = DL).

In **omgevingslucht**, wat een combinatie is van zwevend stof en gasvormig, werden ook PFBA-concentraties gemeten. Dit is een studie uitgevoerd door VITO in opdracht van Departement Omgeving. Op twee kustlocaties (Zoute en Duinbergen) samen werd een concentratie in omgevingslucht gemeten van (min; gemiddelde; max): 0,0082; 0,0365; 0,0582 ng/m<sup>3</sup>. Op een aantal monsters werden de filter (zwevend stof) en het polyurethaanschuim (PUF, gasvormig) apart geanalyseerd. Hierbij wordt opgemerkt dat de filterefficiëntie nooit 100% is voor stoffracties met verschillende deeltjesgrootte, waardoor er dus waarschijnlijk ook een (beperkte) hoeveelheid stofvormig PFBA gecaptureerd is op PUF. Voor de 3 geanalyseerde monsters bevindt 95,3%, 86,6% en 92,7% zich op de PUF, of in de gasvormige fase ( $\varphi = 0,0854$ ) (Berghmans *et al.*, 2023).

Hieruit halen we de achtergronddepositie van **3,12 ng PFBA/m<sup>2</sup>.dag** en de  $\varphi = 0,0854$  die we nodig hebben om deposities om te zetten in concentraties in de gasfase en deeltjesfase die we invoeren in S-Risk.

### 3.2.1.6.2 Binnenlucht

Harrad *et al.* (2010) geven een overzicht van verschillende studies die de concentraties van onder andere PFOS en PFOA meten in stof en lucht binnenshuis en buitenlucht. Hierbij vermelden ze geen concentraties van PFBA.

D'Hollander *et al.* (2010) onderzochten concentraties van verschillende gebromeerde vlamvertragers en PFAS in stof in Vlaamse huizen en kantoren. Hierbij werden echter geen waarden in binnenlucht gemeten.

Haug *et al.* (2011) verzamelden data over de concentraties van een uitgebreide selectie PFAS in stof en binnenlucht van 41 Noorse huishoudens. PFOS en PFBA werden echter enkel in stof gemeten.

Goosey and Harrad (2011) bestudeerden de PFAS-gehaltenes in auto's, klaslokalen en kantoren in Australië, Canada, Frankrijk, Duitsland, Kazakstan, Thailand, het Verenigd Koninkrijk en de Verenigde staten. Ze deden dit echter enkel in stof waardoor we geen gehaltenes in binnenlucht uit deze studie kunnen halen.

Goosey and Harrad (2012) verzamelden dat over PFAS-gehaltenes in binnenlucht (huizen en kantoren) en buitenlucht in Birmingham. Deze gehaltenes vergeleken ze met waarden uit de literatuur uit verschillende landen. De enige relevante gemeten chemische stof voor dit rapport is PFOS, PFBA werd niet gemeten.

Eriksson and Kärrman (2015) vermelden geen PFAS relevant voor deze studie.

Karásková *et al.* (2016) analyseerden PFAS-gehaltenes in huisstof uit Canada, Tsjechië en de Verenigde Staten. In de analyse werd PFBA niet meegenomen.

Yao *et al.* (2018) bepaalden PFAS-gehaltenes in huisstof en binnenlucht in Tianjin (China). In 22 woonkamers was het laagste PFBA-gehalte 170, het mediaangehalte 271 en het hoogste gehalte  $1,42 \times 10^3$  pg/m<sup>3</sup> in de binnenlucht. In 9 woonkamers werd ook het gehalte zowel in de zomer als in de winter bepaald. Hier bleek dat de PFBA-gehaltenes een stuk hoger waren in de winter. In de zomer was het laagste PFBA-gehalte 170, het mediaangehalte 270 en het hoogste gehalte 530 pg/m<sup>3</sup>, en in de winter was het laagste PFBA-gehalte 446, het mediaangehalte 849 en het hoogste gehalte  $4,95 \times 10^3$  pg/m<sup>3</sup>.

de la Torre *et al.* (2019) analyseerden PFAS-gehaltenes in huisstof uit België, Italië en Spanje. Het huisstof vertoonde gelijkaardige niveaus in de drie landen. Er werden echter geen metingen van binnenlucht uitgevoerd.

Harrad *et al.* (2019) bestudeerden PFAS-gehaltenes in lucht en stof uit auto's, huizen, kantoren en klaslokalen in Ierland. Daarnaast bestudeerden ze ook drinkwater in huizen en kantoren. Hierbij analyseerden ze echter geen PFBA-gehaltenes.

Hall *et al.* (2020) en Zheng *et al.* (2020) analyseerden PFAS-gehaltenes in huisstof, maar niet in binnenlucht.



Morales-McDevitt *et al.* (2021) bepaalden PFAS-gehalten in binnenlucht, maar niet voor PFBA.

Voor PFBA is er dus weinig informatie beschikbaar over de gehalten in binnenlucht. Om die reden wordt deze waarde gelijkgesteld aan de waarde in buitenlucht.

### **3.2.1.6.3 Bodem**

In 2021 leidden Vanermen *et al.* (2021) streefwaarden af voor perfluorverbindingen in de bodem. Op basis van 50 onverdachte stalen uit de toplaag (0-20 cm) van Vlaamse bodems werden streefwaarden (= 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) voor onder andere PFOS en PFBA afgeleid. Voor PFOS was dit 1,50 µg/kg ds en voor PFBA 1,25 µg/kg ds.

### **3.2.1.7 Wetgeving**

#### **3.2.1.7.1 Depositie**

Er zijn geen wettelijke toetsingswaarden voor depositie voor PFBA bekend.

#### **3.2.1.7.2 Binnenlucht en buitenlucht**

PFBA of PFAS zijn niet opgenomen in de richtwaarden voor de kwaliteit van buitenlucht van WHO (2000).

PFBA of PFAS zijn niet opgenomen in het Vlaamse Binnenmilieubesluit (BS, 2018)). PFBA of PFAS komen ook niet voor in de richtwaarden van WHO voor binnenluchtkwaliteit (WHO, 2010) of in de lijst van stoffen met LCI (lowest concentration of interest)-waarde voor binnenlucht (EU-LCI, 2021).

#### **3.2.1.7.3 Voeding**

Maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen zijn opgenomen in Verordening (EU) 2023/915 (EC, 2023). Deze wettekst bevat geen maximumgehalten voor PFBA, wel voor PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS, afzonderlijk en als som. Aangezien de voorgestelde GTW voor PFBA (1000 ng/kg lg/d) beduidend hoger is dan de TWI van 4,4 ng/kg lg/week voor de som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS ((EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020), kan men veronderstellen dat indien er maximumgehalten van PFBA zouden zijn, deze hoger zouden liggen dan deze van de (som van de) 4 hierboven vermelde PFAS.

#### **3.2.1.7.4 Drinkwater**

Drinkwaternormen zijn vastgelegd in Richtlijn (EU) 2020/2184 (EU, 2020). PFBA heeft geen eigen norm. De norm voor de som van 20 met naam genoemde PFAS (waaronder PFBA) bedraagt 0,1 µg/l.

### 3.2.1.8 Samenvatting – stoffenfiche PFBA

Tabel 14: Stoffenfiche voor PFBA

PARAMETER	EENHEID	WAARDE	BRON
CAS nr.	-	375-22-4	
Type	-	organisch	
Dissociërend	-	nee <sup>(1)</sup>	
Zuurconstante (pKa)	-	0,4	Moroi <i>et al.</i> (2001) Ding and Peijnenburg (2013)
Molmassa	g/mol	214,04	EPI Suite (v4.00 – v4.11) & PubChem
Oplosbaarheid	mg/l	3,06×10 <sup>5</sup>	Gemiddelde waarde o.b.v. meerdere studies beschreven in 3.2.1.2.1
Dampdruk	Pa	987	Bij 298 K  Gemiddelde waarde o.b.v. meerdere studies beschreven in 3.2.1.2.3
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	3,8	Bij 298 K  Gemiddelde waarde o.b.v. meerdere studies beschreven in 3.2.1.2.4
log Kow Kow	g/g	2,35 <sup>(2)</sup> 223,87	Gemiddelde waarde o.b.v. meerdere studies beschreven in 3.2.1.2.5
log Koc Koc	dm <sup>3</sup> /kg	1,10 12,59	Gemiddelde waarde o.b.v. meerdere studies beschreven in 3.2.1.2.6
Log Koa Koa	g/g	3,19 1548,82	Berekend o.b.v. Kow en Henry-coëfficiënt
BCF		Zie tabel Tabel 15	
Dpe	m <sup>2</sup> /d	1×10 <sup>-7</sup>	Lijzen <i>et al.</i> (2018)
Dpvc	m <sup>2</sup> /d	1×10 <sup>-10</sup>	Cornelis <i>et al.</i> (2022)
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m <sup>2</sup> /d	0,501	Cornelis <i>et al.</i> (2022)
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m <sup>2</sup> /d	5,15×10 <sup>-5</sup>	Cornelis <i>et al.</i> (2022)
Kp	[cm/h]	0,00409	EPI Suite Dermwin v2.02
FA	-	1	RAIS databank <sup>10</sup>
ABS dermaal bodem/stof	-	0	= bij PFOS en PFOA, waarvoor dermale absorptie vanuit bodemdeeltjes niet belangrijk is, in vergelijking met blootstelling via orale inname van bodem en stof (Xiao <i>et al.</i> , 2015)
RBA bodem		1	RAIS databank

<sup>10</sup> [The Risk Assessment Information System \(ornl.gov\)](https://ornl.gov)

RBA stof		1	RAIS databank
BTF rundsvlees	d/kg	$5,999 \times 10^{-3}$ of geen BTF <sup>11</sup>	(Kowalczyk <i>et al.</i> , 2013); Vestergren <i>et al.</i> (2013), read-across PFOA (bodemnormering)
BTF schapenvlees	d/kg	$6,950 \times 10^{-3}$ of geen BTF <sup>10</sup>	Vestergren <i>et al.</i> (2013), Kowalczyk <i>et al.</i> (2013), read-across PFOA (bodemnormering)
BTF lever	d/kg	$8,756 \times 10^{-3}$ of geen BTF <sup>10</sup>	Vestergren <i>et al.</i> (2013), Kowalczyk <i>et al.</i> (2013), read-across PFOA (bodemnormering)
BTF nier	d/kg	$1,945 \times 10^{-3}$ of geen BTF <sup>10</sup>	Vestergren <i>et al.</i> (2013), Kowalczyk <i>et al.</i> (2013), read-across PFOA (bodemnormering)
BTF melk	d/kg	$5,686 \times 10^{-3}$ of geen BTF <sup>10</sup>	Vestergren <i>et al.</i> (2013), Kowalczyk <i>et al.</i> (2013), read-across PFOA (bodemnormering)
BTF bodem - ei	d/kg	Berekende waarde voor concentratie in lokale eieren wordt ingegeven op basis van (Lasters <i>et al.</i> , 2023)	Berekening op basis van model (Lasters <i>et al.</i> , 2023)
BTF voeder - ei	d/kg	Berekende waarde voor concentratie in lokale eieren wordt ingegeven op basis van (Lasters <i>et al.</i> , 2023)	Berekening op basis van model (Lasters <i>et al.</i> , 2023)
Carcinogeniteit		Niet ingedeeld als carcinogeen	
Systemische effecten drempel			
TDI oraal	mg /kg lg/d	$1 \times 10^{-3}$	US-EPA (2022)
TCL inhalatoir	mg /m <sup>3</sup>	$3,5 \times 10^{-3}$	berekend uit de TDI <sub>oraal</sub>
TDI dermaal	mg/kg lg/d	$1 \times 10^{-3}$	= TDI <sub>oraal</sub> zoals bij PFOS en PFOA, met gelijke absorptie oraal en inhalatoir (Cornelis <i>et al.</i> , 2012) (tenzij er verschil is tussen orale en dermale absorptie.
uitmiddeldingsduur		Meest gevoelige leeftijdsgroep (op basis van S-Risk berekeningen)	
Limiet in lucht	mg/m <sup>3</sup>	$3,5 \times 10^{-3}$	= TCL <sub>inhalatoir</sub>
Limiet in drinkwater	mg/m <sup>3</sup>	0,1 (som van 20 PFAS waaronder PFBA)	EU (2020)
Gewasnorm	mg/kg vg		
Vleesnorm			
Rundsvlees	mg/kg vg	-	
Schapenvlees	mg/kg vg	-	
Lever	mg/kg vg	-	
Nier	mg/kg vg	-	

<sup>11</sup> Afhankelijk van gekozen scenario

Melk	mg/kg vg	-	
Boter	mg/kg vg	-	
Ei	mg/kg vg	-	
Achtergrond voeding	mg/kg lg dag	1 - < 3 3 - < 6 6 - < 10 10 - < 15 15 - < 21 21 - < 31 31 - < 61 >=61	$1,58 \times 10^{-6}$ $1,16 \times 10^{-6}$ $1,16 \times 10^{-6}$ $0,40 \times 10^{-6}$ $0,37 \times 10^{-6}$ $0,35 \times 10^{-6}$ $0,35 \times 10^{-6}$ $0,47 \times 10^{-6}$  FLUOREX data (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond aardappel	mg/kg vg	$0,253 \times 10^{-3}$	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond kool	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond bladgroenten	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond peulvruchten	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)

<sup>12</sup> De blootstellingsgegevens die gebruikt werden in de schatting, werden verkregen uit het FLUOREX-project (RF 21/6350), gerealiseerd door Sciensano en gefinancierd door de Belgische Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu.

			Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond rundsvlees	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond melk	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond boter	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond eieren	mg/kg vg	0	EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> (2020)  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond, niet getoond)
Achtergrond buitenlucht	mg/m <sup>3</sup>	$3,65 \times 10^{-8}$ Voor het berekenen van toetsingswaarden wordt deze afgeleid uit de ingevoerde depositie	Zwevend stof en gasvormig, Berghmans <i>et al.</i> (2023)
Achtergrond binnenlucht	mg/m <sup>3</sup>	Gelijkgesteld aan buitenlucht	
Achtergrond drinkwater	mg/m <sup>3</sup>	0	Zit in blootstelling via voeding
Achtergrond bodem	mg/kg ds	$1,25 \times 10^{-3}$	Vanermen <i>et al.</i> (2021), 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden
Depositie achtergrond	pg/m <sup>2</sup> .d.	3120	Berghmans <i>et al.</i> (2023) Wordt enkel gebruikt voor de gevoeligheidsanalyse en validatie

- (1) in S-Risk is 'nee' ingevuld omdat de Kd van dissociatieve stoffen wordt berekend uit log Kow, wat we willen vermijden; voor niet-dissociatieve stoffen wordt de Kd berekend uit de Koc
- (2) Log Kow is verplicht in S-Risk en wordt gebruikt om Kp, Koc en overdrachtsfactoren te berekenen, tenzij een experimentele waarde wordt ingevoerd. Voor deze drie parameters zijn experimentele waarden beschikbaar.

Tabel 15: BCF factoren ((ng/g ds)/(ng/g ds)) voor PFBA voor verschillende groenten en gewassen

Plant	BCF	Opmerking
<b>Aardappelen</b>		
aardappelen	17,15	Gelijkgesteld aan wortelen Zeer onzeker!
<b>Wortel- en knolgewassen</b>		
Wortelen	<b>17,15</b>	Tabel 12
Schorseneren	1,95	Gelijkgesteld aan andere wortelgewassen
Andere wortelgewassen (zoals radijs)	<b>1,95</b>	
<b>Bolgewassen</b>		
Bolgewassen (zoals ui)	9,55	Gelijkgesteld aan gemiddelde van gekende wortel- en knolgewassen
Prei	9,55	Gelijkgesteld aan gemiddelde van gekende wortel- en knolgewassen
<b>Vruchtgewassen</b>		
Tomaat	<b>23,89</b>	Tabel 12
Komkommer	<b>13,56</b>	Tabel 12
Andere vruchtgewassen (zoals paprika)	<b>53,44</b>	Tabel 12
<b>Kolen</b>		
Kool	<b>22,57</b>	Tabel 12
Bloemkool en broccoli	<b>19,07</b>	Tabel 12
Spruitjes	20,82	Gelijkgesteld aan gemiddelde van gekende bloemkolen, broccoli en spruiten
<b>Bladgewassen</b>		
Sla	<b>41,80</b>	Tabel 13
Veldsla	78,76	Gelijkgesteld aan gemiddelde van gekende sla en selder
Andijvie	78,76	Gelijkgesteld aan gemiddelde van gekende sla en selder
Spinazie	78,76	Gelijkgesteld aan gemiddelde van gekende sla en selder
Witlof	78,76	Gelijkgesteld aan gemiddelde van gekende sla en selder
Selder	<b>115,71</b>	Tabel 13
<b>Peulvruchten</b>		
Bonen	10,84	Gelijkgesteld aan erwten
Erwten	<b>10,84</b>	Tabel 13

<b>Grassen</b>		
Gras	0,16	Gelijkgesteld aan mais
<b>Granen</b>		
Mais	<b>0,16</b>	Tabel 13

### 3.2.2 Gevoeligheidsanalyse geselecteerde parameters

Voor de gevoeligheidsanalyse baseren we ons op de *sensitivity ratio* (SR) zoals beschreven door U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (2001):

$$SR = \frac{\left(\frac{Y_2 - Y_1}{Y_1}\right) \times 100\%}{\left(\frac{X_2 - X_1}{X_1}\right) \times 100\%}$$

met:

- $Y_1$ : beginwaarde van de output (orale, dermale en inhalatoire blootstelling) bij beginwaarden van de inputvariabelen
- $Y_2$ : waarde van de output (orale, dermale en inhalatoire blootstelling) na veranderen waarde van één inputvariabele
- $X_1$ : beginwaarde van de puntschatting van één inputvariabele
- $X_2$ : waarde van de inputvariabele na verandering

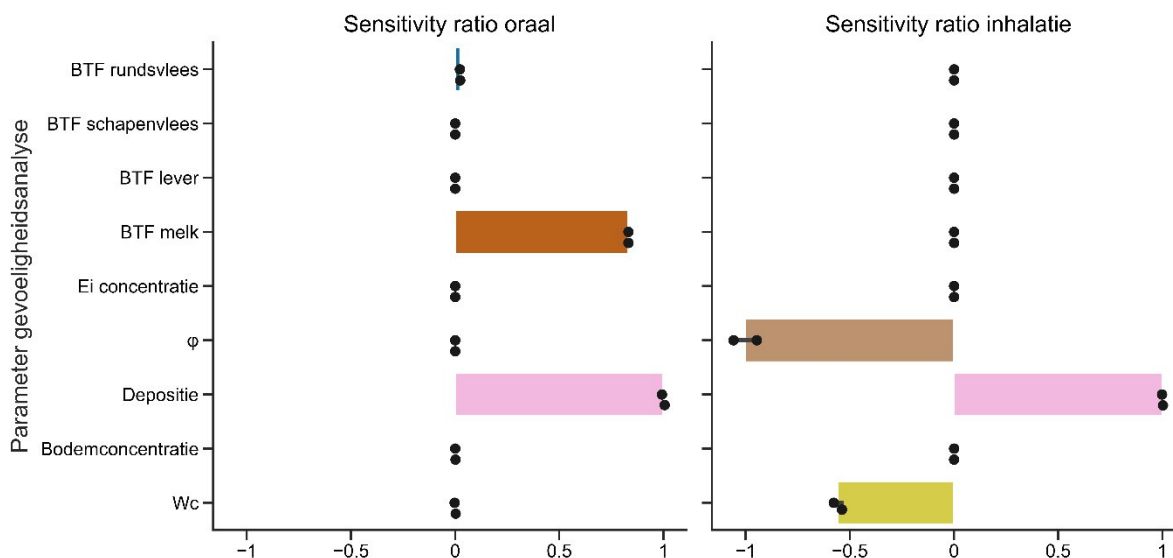
Het verschil tussen  $X_1$  en  $X_2$  wordt meestal redelijk klein gehouden,  $\pm 5\%$  (U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2001). Met deze formule kijken we hoe groot de verandering is in de uitkomst als je de input met een bepaalde waarde verandert.  $SR = 0$  betekent dat de uitkomst niet varieert,  $SR > 0$  betekent dat als de input stijgt de output ook stijgt (hoe dichterbij 1 hoe sterker),  $SR < 0$  betekent dat als de input stijgt de output daalt (hoe dichterbij -1 hoe sterker).

We berekenen de SR voor orale, dermale en inhalatoire blootstelling voor volgende parameters van S-Risk, en dit zowel voor het landbouwscenario als het residentieel met moestuin scenario:

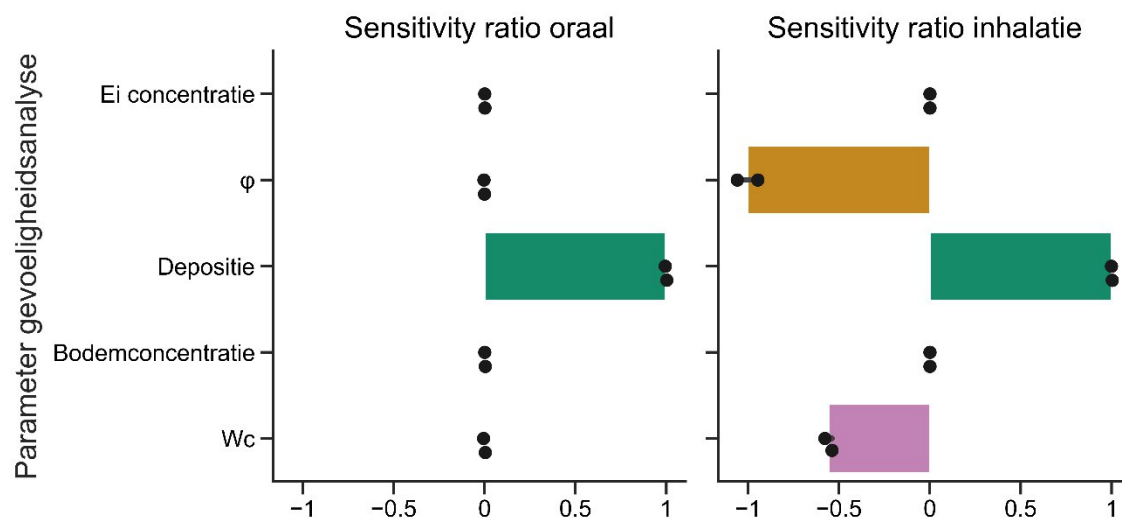
- BTF rundsvlees
- BTF schapenvlees
- BTF lever
- BTF melk
- Eiconcentratie
- $\varphi$ : de fractie geadsorbeerd op atmosferische aerosoldeeltjes, zie 2.1.1, p. 19
- $F_p$ : depositieflux van deeltjes, zie 2.1.1, p. 19
- Bodemconcentratie
- $W_c$ : volumetrische uitspoelfactor voor deeltjes (verhouding tussen de concentratie in neerslag en de atmosfeer, standaard  $5 \times 10^5$ , Tabel 25 S-Risk Technical Guidance document)

Hieruit blijkt dat de SR voor dermale blootstelling telkens te verwaarlozen is. De SR's voor de orale en inhalatoire blootstelling voor het landbouwscenario worden weergegeven in Figuur 8, en voor het residentieel met moestuin scenario in Figuur 9. De SR's werden berekend door telkens de parameterwaarde (bv. BTF rundsvlees) met 5% te verhogen en te verlagen ten opzichte van de aangenomen waarde in Tabel 14. Deze twee waarden worden telkens weergegeven in de figuren, samen met de gemiddelde waarde als een balk. Hieruit blijkt dat voor beide scenario's het model vooral gevoelig is voor  $\varphi$  (inhalatoir) en de depositieflux (oraal en inhalatoir). In het landbouwscenario is S-Risk gevoelig aan veranderingen in de BTF melk voor PFBA, maar in de totale orale blootstelling heeft melk slechts een beperkt aandeel. Door

de grote onzekerheid op de BCF-waarden en het gebrek aan data om deze te verfijnen worden de BCF-waarden niet meegenomen in de gevoeligheidsanalyse.



Figuur 8 Gevoeligheidsanalyse voor geselecteerde parameters in S-Risk in het landbouwscenario voor PFBA. Dit wordt opgesplitst in gevoeligheid van de totale orale blootstelling en de inhalatoire blootstelling.



Figuur 9 Gevoeligheidsanalyse voor geselecteerde parameters in S-Risk in het scenario 'Wonen met moestuin' voor PFBA. Dit wordt opgesplitst in gevoeligheid van de totale orale blootstelling en de inhalatoire blootstelling.

### 3.2.3 Validatie model

Voor de validatie van de modelvoorspellingen met S-Risk werden de voorspelde PFBA-concentraties in voedingsmiddelen vergeleken met de beschikbare achtergrondconcentraties in voeding. Deze zijn beperkt beschikbaar in EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020) en in FLUOREX (Sciensano, *niet gepubliceerd*). Voor een goede validatie van het model zijn er te weinig data beschikbaar om mee te vergelijken.

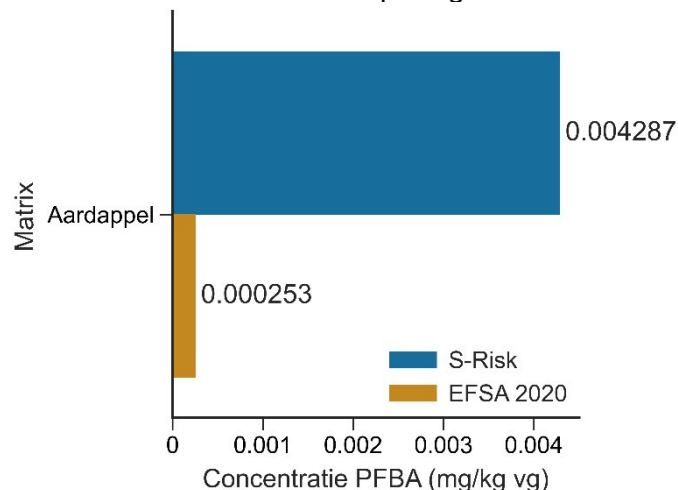


De inputdata voor het S-Risk landbouwscenario zijn de achtergrondconcentratie in de bodem (streefwaarde  $1,25 \times 10^{-3}$  mg/kg ds, = 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) en de achtergronddepositie ( $3,12$  ng/m<sup>2</sup>×dag). Deze achtergronddepositie geeft een berekende gasfase concentratie van  $1,70 \times 10^{-8}$  mg/m<sup>3</sup> en PM10 concentratie van  $1,59 \times 10^{-9}$  mg/m<sup>3</sup>.

In de dataset van EFSA zijn alle meetwaarden onder de LOQ behalve de meetwaarde voor aardappelen (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020). Deze meetwaarde is gebaseerd op slechts 1 staal en dus weinig betrouwbaar. S-Risk voorspelt een waarde die  $\pm 17$  keer hoger is dan de meetwaarde van EFSA, zie Figuur 10.

In de recente FLUOREX-studie werd een zeer lage LOQ behaald. Voor meerdere voedingsmiddelen kon zo een achtergrondconcentratie bepaald worden. Voor bolgewassen voorspelt S-Risk concentraties meer dan 2 grootteordes (factor 100-1000) hoger dan de gemeten concentraties in FLUOREX. De concentratie in vruchtgroenten met S-Risk zijn in dezelfde grootteorde als de meetwaarden in FLUOREX. Concentraties in kolen worden een grootteorde 1,5 (factor 10-100) overschat, en concentraties in bladgroenten en peulvruchten worden met een grootteorde 2 (factor 100-1000) overschat.

Een vergelijking met vlees, melk en vis kan niet gemaakt worden. Door een gebrek aan biotransferfactoren voor PFBA en het gebruik van read-across biotransferfactoren voor PFOA is een afwijking tussen de meetwaarden en voorspellingen te verwachten.



*Figuur 10 Vergelijking tussen de gemeten PFBA-concentratie in (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020) en de voorspelling aan de hand van S-Risk. Beide waarden zijn voor een achtergrondscenario.*

### 3.2.4 Voorstel normenkader bodem voor PFBA

Voor PFBA werd er nog geen normenkader voor bodem opgesteld, daar er tot op heden onvoldoende kwalitatieve data beschikbaar waren voor achtergrondblootstelling via commerciële voeding en transfer naar plant en naar dier. Dankzij de recent uitgevoerde FLUOREX-studie zijn voor de achtergrondblootstelling via voeding betere en recentere gegevens over de achtergrondblootstelling beschikbaar (Joly *et al.*, 2024). Gegevens over transfer naar plant en dier zijn nog steeds schaars, daarom moeten de hier berekende waarden met de nodige voorzichtigheid geïnterpreteerd worden. Op basis van de invoerparameters (§ 3.2.1) worden toetsingswaarden (voorlopige bodemsaneringsnormen) voor PFBA berekend ( $BSN_{FLUOREX}$  PFBA) en dit volgens de methodiek beschreven in OVAM (2016).

In eerste instantie worden de toetsingswaarden berekend op basis van de US-EPA RfD, 1000 ng/kg lg.d (US-EPA, 2022). In 2<sup>de</sup> instantie wordt nagegaan wat de impact zou zijn op de toetsingswaarden wanneer de EFSA TDI van 0,63 ng/kg lg.d (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020) gehanteerd wordt in combinatie met het toepassen van de RPF (Relatieve Potentie Factor) van 0,05 voor PFBA (Bil *et al.*, 2020). In S-Risk worden deze toetsingswaarden berekend door de blootstellingsdosis voor PFBA te vergelijken met 20x EFSA TDI (12,6 ng/kg lg.d) en dit voor volwassenen.

De berekende toetsingswaarden voor bestemmingstype II (landbouw), III (wonen met moestuin) en V (zware industrie) worden weergegeven in Tabel 16.

*Tabel 16 Humane toetsingswaarden voor bodem ( $BSN_{FLUOREX}$ ) PFBA op basis van US-EPA RfD en EFSA in combinatie met de RPF van 0,05 (uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ )*

Bestemmingstype	Gebruik	Humane $BSN_{FLUOREX}$ US-EPA RfD kind	Humane $BSN_{FLUOREX}$ EFSA & RPF volwassene
II	Landbouw	26	3,13* (1,1)
III	Wonen met moestuin	110	3,13* (2,7)
V	Zware industrie	89000	1050

\*: Bijstelling op basis van de waarde vrij gebruik

Op basis van de EFSA TDI voor volwassenen in combinatie met de RPF van 0,05 worden lagere toetsingswaarden (TW) afgeleid in vergelijking met de US-EPA RfD. Voor woonzone is de TW zelfs strenger dan voor PFOS en PFOA in woongebied, nl. 2,7  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  voor PFBA versus 4,9  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  voor PFOS en 7,9  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  voor PFOA. De achterliggende reden is dat PFBA gemakkelijker door planten wordt opgenomen in vergelijking met PFOS en PFOA en dit resulteert in een relatief hogere bijdrage via de consumptie van zelfgeteelde groenten. Er dient wel opgemerkt te worden dat er een grote onzekerheid zit op de gehanteerde BCF voor PFBA in het S-Risk model (§ 3.2.1.5 en § 3.2.2).

De TW III (wonen) van 2,7  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  is maar beperkt hoger dan de waarde vrij gebruik van 2,50  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  (i.e. 2x de streefwaarde van 1,25  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ ; § 3.1.2). Daar de TW II (landbouw) van 1,1  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  onder de waarde vrij gebruik ligt, dient TW II bijgesteld te worden op basis van de randvoorwaarde waarbij 80% TW gelijk is aan de waarde vrij gebruik. Bijstelling op basis van de waarde vrij gebruik resulteert in een TW II van 3,13  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ . Daar TW III (wonen) niet strenger kan zijn dan TW II (landbouw) zou deze gelijk gesteld kunnen worden aan deze voor TW II.

De toetsingswaarden afgeleid op basis van de EFSA TDI in combinatie met de RPF is een bijkomende motivatie om geen toetsingswaarde voor depositie te kiezen waarbij binnen een termijn van 100 jaar de waarde vrij gebruik wordt overschreden. Van de waarde vrij gebruik (2,5  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ ) gaat geen humaan risico uit in woongebied, maar wel voor landbouw. Er dient wel opgemerkt te worden dat de aannames in het S-Risk model voor bestemmingstype landbouw momenteel zeer worst case zijn en de kans groot is dat het humane risico op basis

van voorspellingen vanuit bodem naar planten en dierlijke<sup>13</sup> producten overschat wordt (§ 3.2.1.4 en § 3.2.1.5).

Standaard wordt bij het afleiden van een normenkader rekening gehouden met het effect op het ecosysteem en wordt de strengste van beiden weerhouden (humaan gebaseerde toetsingswaarde of ecotoxicologisch onderbouwde toetsingswaarde). Dit aspect was niet voorzien om mee te nemen in het kader van deze studie.

Er wordt nog bijkomend opgemerkt dat bij het afleiden van toetsingswaarden of bodemsaneringsnormen de consumptie van eieren van lokale teelt niet standaard meegenomen wordt.

Bij de scenario's voorgesteld in de volgende § (§ 3.2.5) - allen gebaseerd op een toetsing aan de US-EPA RfD - worden wel scenario's meegenomen waarbij rekening wordt gehouden met de consumptie van eieren van eigen teelt.

### **3.2.5 Opstellen en selectie scenario's voor doorrekening toetsingswaarden voor depositie PFBA**

Alvorens toetsingswaarden voor depositie door te rekenen, werden een aantal door te rekenen scenario's besproken en ter goedkeuring voorgelegd aan opdrachtgever en stuurgroep. Hierbij wordt gestreefd naar een goede afstemming met 1) afleidingen voor andere toetsingskaders zoals het opstellen van bodemnormen die eveneens met S-Risk afgeleid worden, en 2) de afleiding van toetsingswaarden voor depositie voor andere zeer zorgwekkende stoffen zoals dioxines en dioxineachtige PCB's. Om deze reden wordt – waar relevant – hieronder voor de verschillende parameters eveneens besproken hoe de toetsing bij het opstellen van bodemnormen gebeurt.

Bij het opstellen van de scenario's dient rekening gehouden te worden met een aantal factoren zoals de verhouding van de TWI tot de blootstelling, het aandeel van commerciële voeding en voeding van eigen teelt in de blootstelling, de gezondheidskundig meest gevoelige bevolkingsgroepen en de mee te nemen transfer- en blootstellingsroutes in functie van het bestemmingstype. Voor PFBA is bovendien de onzekerheid een grote factor, zoals reeds eerder beschreven is de onzekerheid op de blootstelling via voeding uit de winkel en op transferfactoren van bodem naar levensmiddelen zeer groot omdat onvoldoende kwalitatieve data beschikbaar zijn.

#### **3.2.5.1 Gevoelige bevolkingsgroepen**

Bij het opstellen van bodemnormen wordt in S-Risk voor niet-carcinogene drempel effecten de blootstelling voor 3 leeftijdsgroepen berekend en getoetst aan de geselecteerde gezondheidskundige toetsingswaarde. Deze leeftijdsgroepen zijn: 1 tot 6 jaar, 6 tot 15 jaar en ouder dan 15 jaar. Vermits de blootstelling per kg lichaamsgewicht voor jonge kinderen doorgaans hoger ligt dan voor adolescenten en volwassenen, is de leeftijdsgroep 1 tot 6 jaar de meest gevoelige leeftijdsgroep en worden de bodemnormen voor drempel effecten meestal bepaald door de blootstelling van deze leeftijdsgroep. Voor het berekenen van toetsingswaarden voor depositie voor PFBA zal de standaardprocedure zoals hierboven beschreven gevolgd worden en zal de toetsing uitgevoerd worden voor de 3 leeftijdsgroepen.

---

<sup>13</sup> Voor PFBA worden momenteel de transferfactoren voor PFOA naar dierlijke producten toegepast omdat transferfactoren voor PFBA ontbreken.

De toetsingswaarde zal vervolgens bepaald worden door de blootstelling van meest gevoelige bevolkingsgroep.

### 3.2.5.2 Orale toetsingswaarde en achtergrondblootstelling via voeding

Bij het opstellen van bodemnormen wordt voor niet-carcinogene drempel-effecten standaard de achtergrondblootstelling via voeding meegenomen. Het niet meenemen van deze blootstelling is immers gezondheidskundig en wetenschappelijk niet correct. Dezelfde redenering wordt gevolgd voor het berekenen van toetsingswaarden voor depositie. Voor PFBA is de achtergrondblootstelling via voeding (EFSA 2020:  $0,35 \cdot 10^{-6} - 1,58 \cdot 10^{-6}$  mg/kg lg/d) beduidend lager dan de toxicologische toetsingswaarde van  $1 \cdot 10^{-3}$  mg/kg lg/d (zie ook stoffenlichaam hoofdstuk 3.2.1.8), om deze reden kan de standaardprocedure gevolgd worden en de achtergrondblootstelling meegenomen worden. Zoals reeds eerder aangegeven (§ 3.2.1.3), wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van de FLUOREX data (Joly *et al.* (2024), niet getoond, vertrouwelijk) voor de scenarioberekeningen. Voor een aantal scenario's zal echter ook gebruik gemaakt worden van de EFSA data.

### 3.2.5.3 Mee te nemen blootstellingwegen

Het gebruik van het model S-Risk laat toe om naast orale blootstelling ook andere blootstellingsroutes zoals inhalatie en ingestie van bodem- en stofdeeltjes in rekening te brengen. Voor het afleiden van bodemnormen worden dergelijke routes steeds meegenomen.

Voor het afleiden van bodemnormen wordt geen rekening gehouden met de consumptie van eieren van eigen kweek. Bovendien wordt bij bodemnormering een onderscheid gemaakt tussen verschillende bestemmingstypes zoals landbouw, wonen met (moes)tuin en industrie. Ieder bestemmingstype komt overeen met een bepaald aandeel aan voeding van eigen teelt, dit aandeel kan variëren van 0 tot 100% (zie Tabel 17).

Tabel 17: Fractie inname voeding van lokale herkomst volgens de standard scenario's in S-Risk (Cornelis, 2019)

Levensmiddel	Landbouw (II)	Wonen met tuin (III)	Recreatie dag (IVa)	Recreatie verblijf (IVb)	Industrie licht (Va)	Industrie zwaar (Vb)
aardappelen	0,5	0,39	0	0	0	0
Wortelgewassen	1	0,36	0	0	0	0
Knolgewassen	1	0,52	0	0	0	0
Vruchtgroenten	1	0,39	0	0	0	0
Kolen	1	0,21	0	0	0	0
Bladgewassen	1	0,36	0	0	0	0
Peulvruchten	1	0,42	0	0	0	0
Stengelgewassen	1	0,10	0	0	0	0
Rundsvlees	1	0	0	0	0	0
Organen	1	0	0	0	0	0
Melk	1	0	0	0	0	0
Boter	1	0	0	0	0	0
Eieren	1	0,6	0	0	0	0

S-Risk laat toe om verschillende scenario's te berekenen voor het afleiden van bodemnormen (zie Tabel 18). Melk en vlees van eigen kweek wordt enkel als blootstellingsroutes meegenomen in het landbouwscenario (type II in S-Risk). De consumptie van groenten van

eigen teelt als blootstellingsroute maakt deel uit van de scenario's landbouw en wonen met moestuin (type II en III).

Tabel 18: Blootstellingsroutes voor de verschillende scenario's in S-Risk (Cornelis, 2019)

	Landbouw (II)	Wonen met tuin (III)	Recreatie dag (IVa)	Recreatie verblijf (IVb)	Industrie licht (Va)	Industrie zwaar (Vb)
<b>Oraal</b>						
Bodemingestie	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Ingestie afgezet stof	✓	✓		✓	✓	✓
Inname lokale groenten	✓	✓				
Inname lokaal vlees en melk	✓					
Inname water (drink- of grondwater)	✓	✓		✓	✓	✓
<b>Dermaal</b>						
Absorptie van bodem	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Absorptie van afgezet binnenhuisstof	✓	✓		✓	✓	✓
Absorptie water tijdens baden en douchen	✓	✓		✓		
<b>Inhalatie</b>						
Inhalatie buiten (gas en partikels)	✓	✓	✓	✓	✓	✓
Inhalatie binnen (gas en partikels)	✓	✓		✓	✓	✓
Inhalatie tijdens douchen (gasfase)	✓	✓		✓		

Welke scenario's kunnen doorgerekend worden is afhankelijk van de beschikbare data. Wanneer bijvoorbeeld geen data beschikbaar zijn die een berekening van de transfer naar dierlijke levensmiddelen toelaten, kunnen deze ook niet berekend worden. Dit laatste is het geval voor PFBA. Voor een aantal berekeningen zullen echter de transferfactoren van PFOA overgenomen worden, zie ook § 3.2.1.4.

Het **landbouw bestemmingstype** in S-Risk kan gebruikt worden om een 'algemene' toetsingswaarde voor depositie voor Vlaanderen te berekenen. Hieraan kunnen een aantal wijzigingen aangebracht worden.

Daarnaast zal het scenario **wonen met moestuin** en (zware) **industrie** doorgerekend worden. S-Risk kan zowel voor zware als lichte industrie scenario's doorrekenen. In beide scenario's wordt de blootstelling van mensen die enkel tijdens de werkuren (8 u per dag) aanwezig zijn<sup>14</sup>, berekend. De blootstelling voor lichte en zware industrie verschilt wat betreft tijdsgebruik en bodemingestie. In het zware industrie scenario veronderstelt S-Risk 1 uur wakkere tijd binnen en 7 uren wakkere tijd buiten, in het lichte industrie scenario is dit 1 uur wakkere tijd buiten en 7 uur binnen. De hoeveelheid bodemingestie voor het scenario zware industrie ligt hoger dan voor het scenario lichte industrie. Voor de berekening van

<sup>14</sup> Maar niet werkgerelateerd met de stoffen in contact komen

toetsingswaarden voor depositie is de **zware industrie** een meer conservatief scenario (meer buiten, meer ingestie van bodem), daarom zal dit scenario gebruikt worden voor het berekenen van toetsingswaarden. De leeftijd waarvoor doorgerekend wordt is 15 jaar en ouder. Hierbij zal de achtergrondblootstelling via voeding meegenomen worden.

De scenario's recreatie binnen en buiten worden niet weerhouden voor het berekenen van toetsingswaarden voor depositie.

De standaard routes (Tabel 18) en lokale fracties (Tabel 17) uit S-Risk worden voor de verschillende scenario's overgenomen, tenzij anders vermeld.

#### **3.2.5.4 Voorstel scenario's**

Voor het afleiden van toetsingswaarden voor depositie zal gewerkt worden met het S-Risk model. In dit model zitten standaard een aantal scenario's (bestemmingstypes) vervat waarin bepaalde orale, dermale en inhalatoire blootstellingsroutes meegenomen worden, zie Tabel 18. Voor het afleiden van toetsingswaarden voor depositie zal vertrokken worden van een aantal van deze standaardscenario's, waar relevant worden deze scenario's aangepast, zie *Tabel 19*. In totaal worden 20 scenario's doorgerekend, deze staan hieronder beschreven.

##### **3.2.5.4.1 Bestemmingstype landbouw**

In alle landbouwscenario's wordt rekening gehouden met de consumptie van eieren, dit in tegenstelling tot de berekeningen van BSN waarbij eieren buiten beschouwing worden gelaten. De motivatie hiervoor is dat deze scenario's een beeld willen schetsen van de impact van een specifieke depositie over heel Vlaanderen, en niet alleen op een (lokale) boerderij. Deze landbouwscenario's zijn ontworpen om de impact van een bepaalde depositie over heel Vlaanderen te illustreren, niet alleen op een (lokale) boerderij. Het model gaat ervan uit dat alle kippen vrije uitloop hebben, wat betekent dat de eiconsumptie op 100% % kippen van vrije uitloop gezet wordt. In het S-Risk model wordt standaard aangenomen dat chemische stoffen in de eieren terechtkomen via voedsel en het oppikken van bodemdeeltjes. Hierbij wordt aangenomen dat alle kippen vrije uitloop hebben en bodemdeeltjes oppikken (30 g/d in Cornelis *et al.* (2022)). In werkelijkheid is het percentage kippen in België met vrije uitloop in de commerciële teelt lager, met 68% scharreleieren, 17% vrije-uitloopeieren en 12% bio-eieren verkocht in 2022. Dit betekent dat slechts 29% van de commerciële eieren afkomstig zijn van kippen die buiten bodem kunnen oppikken<sup>15</sup>. Daarom wordt ook een scenario berekend waarbij het percentage kippen met vrije uitloop op 29% wordt gezet (12% + 17%). De FLUOREX-gegevens worden standaard gebruikt voor de blootstelling via achtergrondvoeding en de concentraties in voeding uit de winkel. In één scenario worden de EFSA-gegevens gebruikt om te zien wat de impact hiervan is.

Ten slotte worden de hierboven beschreven scenario's tweemaal uitgevoerd, eenmaal met een bodemconcentratie gelijk aan de streefwaarde en eenmaal met een bodemconcentratie berekend door F-Leach.

##### **3.2.5.4.2 Bestemmingstype wonen met moestuin**

---

<sup>15</sup> <https://www.landbouwleven.be/16675/article/2023-05-05/eierverbruik-blijft-hoger-dan-voor-corona>

Bij het type bestemming 'wonen met moestuin' wordt standaard de achtergrondblootstelling op basis van FLUOREX-data gebruikt. In één scenario worden de gegevens van EFSA toegepast. Wat betreft de consumptie van eieren, zijn er drie verschillende scenario's:

- Wekelijks 4 eieren van eigen kweek (voor volwassenen)
- Wekelijks 2 eieren van eigen kweek (voor volwassenen)
- Geen eieren van eigen kweek

In drie van de vier scenario's wordt uitgegaan van een moestuin, terwijl in één scenario de berekeningen worden uitgevoerd voor wonen zonder moestuin en zonder eieren van eigen kweek.

Deze scenario's worden allen berekend met een bodemconcentratie gebaseerd op de streefwaarde en een bodemconcentratie gebaseerd op de berekeningen met F-Leach.

#### **3.2.5.4.3 Bestemmingstype industrie**

Het bestemmingstype industrie houdt rekening met de blootstelling van adolescenten vanaf de leeftijd van 15 jaar, in het model wordt ervan uitgegaan dat kinderen hier niet verblijven. Om deze reden is de toetsing aan de GTW gebaseerd op de leeftijdsgroep vanaf 15 jaar. Voor de berekening van toetsingswaarden voor depositie is de **zware industrie** een meer conservatief scenario (meer buiten, meer ingestie van bodem), daarom zal dit scenario gebruikt worden voor het berekenen van toetsingswaarden. In het industriescenario is er geen consumptie van zelfgeteelde groenten of eieren, blootstelling via voeding is enkel via producten aangekocht in de winkel. De scenario's worden zowel doorgerekend met een achtergrondblootstelling via voeding gebaseerd op FLUOREX, als een achtergrondblootstelling gebaseerd op EFSA. Net als bij de bestemmingstypes landbouw en wonen met moestuin, worden de bodemconcentraties gelijkgesteld aan de streefwaarde of aan de waarde berekend met het F-Leach model.



Tabel 19: Overzicht van de voorgestelde scenario's voor de berekening van toetsingswaarden voor depositie voor PFBA. Alle scenario's werden in tweevoud berekend, 1) met een bodemconcentratie gebaseerd op de streefwaarde van PFBA en 2) met een bodemconcentratie gebaseerd op de berekeningen met F-Leach. De toetsing gebeurt voor de meest gevoelige leeftijdsgroep, doorgaans de kinderen van 1 tot (jonger dan) 6 jaar, behalve voor industrie waarbij de blootstelling doorgerekend wordt vanaf de leeftijd van 15 jaar.

Nr	Scenario	Ei	Kippen vrije uitloop (%)	Eieren/week	Melk/vlees	Groenten	Inname en concentratie achtergrond voeding
1	Landbouw	Berekend via model Lasters	100	4	/	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
2	Landbouw	Berekend via model Lasters	100	4	BTF PFOA	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
3	Landbouw	Berekend via model Lasters	100	4	BTF PFOA	Ja, BCF literatuur	EFSA 2020
4	Landbouw	Berekend via model Lasters	29	4	/	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
5	Wonen met moestuin	Berekend via model Lasters	100	4	/	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
6	Wonen met moestuin	Berekend via model Lasters	100	4	/	Ja, BCF literatuur	EFSA 2020
7	Wonen met moestuin	/	/	/	/	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
8	Wonen met moestuin	Berekend via model Lasters	100	2	/	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
9	Industrie	/	/	/	/	/	FLUOREX
10	Industrie	/	/	/	/	/	EFSA 2020

### 3.2.6 Berekenen voorstellen toetsingswaarden voor depositie met S-Risk

De berekening van de scenario's zoals beschreven in Tabel 19 wordt hier meer uitgewerkt. Alle scenario's zijn zowel met de streefwaarde van 1,25 µg/kg ds (= 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) berekend als met een bodemconcentratie die varieert afhankelijk van de depositie zoals berekend met F-Leach. De **variërende bodemconcentratie** is telkens de gemiddelde bodemconcentratie (bovenste 30 cm) bekomen **na 100 jaar** een bepaalde depositie zoals berekend met F-Leach.

Voor alle scenario's werd de totale orale, dermale en inhalatoire blootstelling berekend bij 3 tot 8 verschillende deposities. Hieruit bleek dat het verband tussen de depositie en de orale blootstelling perfect lineair is ( $R^2$  en  $R^2_{adj}$  beiden 1 na lineaire regressie) voor alle scenario's. Hierdoor kon de vergelijking gebruikt worden om per scenario na te gaan bij welke depositie de orale blootstelling onder de US EPA RfD uitkomt (US-EPA, 2022). Deze vergelijkingen hadden volgende vorm:

$$\text{Orale blootstelling} = \beta_0 + \beta_1 \times \text{Depositie}$$

De inhalatoire blootstelling werd telkens vergeleken met de TCL (zie Tabel 14). De orale blootstelling bereikte voor elk scenario de US EPA RfD vooraleer de inhalatoire blootstelling de TCL bereikte. De toetsingswaarden voor depositie werden dus op basis van de US EPA RfD afgeleid.

#### 3.2.6.1 Resultaten berekeningen scenario's

De resultaten van de individuele scenario's staan in Tabel 20. Alle berekende toetsingswaarden voor depositie zijn ruim hoger dan de in § 3.2.1.6.1 afgeleide achtergronddepositie in Vlaanderen ( $3,12 \times 10^{-3}$  µg PFBA/m<sup>2</sup> dag). Een vergelijking met gemiddelde meetwaarden voor de verschillende bestemmingstypes wordt gemaakt in paragrafen 3.4 en 3.6.

Wanneer gebruik gemaakt wordt van de met F-Leach berekende concentratie in bodem na 100 jaar depositie zijn de berekende toetsingswaarden voor depositie strenger omdat deze berekende bodemconcentraties hoger liggen dan de huidige streefwaarde (= 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden).

De blootstelling via eieren van eigen kweek is verwaarloosbaar klein wanneer deze berekend wordt met het model van Lasters (Lasters *et al.*, 2023). Dit laatste is duidelijk wanneer het wonen met moestuin scenario zonder eieren (nr 7) vergeleken wordt met de wonen met moestuin scenario's met 2 of 4 eieren per week van eigen kweek (nrs 5, 6 en 8).

Zoals verwacht zijn de toetsingswaarden voor depositie strenger wanneer de productie van lokaal vlees en melk mee in rekening gebracht wordt (nrs 2 en 3). De transferberekeningen naar deze levensmiddelen zijn echter onzeker en conservatief omdat hiervoor BTF factoren voor PFOA gebruikt werden.

Opvallend is het kleine verschil tussen de toetsingswaarden berekend met EFSA en FLUOREX data voor de achtergrondblootstelling via voeding voor de scenario's landbouw en wonen met moestuin. De reden hiervoor is dat de blootstelling via lokale voeding (zelfgeteelde groenten, eieren, vlees en melk) bij de berekende toetsingswaarde voor depositie veel zwaarder doorweegt dan de achtergrondblootstelling via voeding.

In de scenario's voor industrie is er geen zelfgeteelde voeding, waardoor er wel een verschil is tussen het scenario berekend met FLUOREX en het scenario met EFSA data.

De inhalatoire blootstelling werd telkens vergeleken met de TCL (zie Tabel 14). De orale blootstelling bereikte voor elk scenario de US EPA RfD vooraleer de inhalatoire blootstelling de TCL bereikte, **dus orale blootstelling is meer kritisch dan inhalatoire blootstelling voor PFBA**. De toetsingswaarden voor depositie werden daarom telkens op basis van de orale toetsingswaarde van US EPA RfD afgeleid, en enkel deze worden vermeld in Tabel 20.

Bij elk van de met S-Risk berekende toetsingswaarden voor depositie wordt de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l (Van Holderbeke *et al.*, 2022) en het voorstel voor BSN grondwater van 6000 ng/l (Geerts & Van Holderbeke, 2023) overschreden, wat aantoonde dat humane blootstelling op basis van de US-EPA RfD, 1000 ng/kg lg.d (US-EPA, 2022) voor PFBA minder kritisch is.

*Tabel 20 PFBA: Overzicht van de berekende toetsingswaarden voor depositie met S-Risk voor de verschillende scenario's. Bij elk scenario wordt het overeenkomstig nummer uit Tabel 19 weergegeven. Alle berekende toetsingswaarden zijn hoger dan de in § 3.2.1.6.1 afgeleide achtergronddepositie in Vlaanderen ( $3,12 \times 10^{-3} \mu\text{g PFBA/m}^2 \text{ dag}$ )*

Scenario	Nr	Ei	Ei concentratie (mg/kg vg)	Achtergrond voeding	Bodemconcentratie	Toetsingswaarde depositie ( $\mu\text{g/m}^2 \text{ dag}$ )
Landbouw	1	Ja (4)	$9,29 \times 10^{-5}$	FLUOREX	F-Leach	74,79
Landbouw	2	Ja (4)	$4,35 \times 10^{-5}$	FLUOREX	F-Leach	22,55
Landbouw	3	Ja (4)	$4,35 \times 10^{-5}$	EFSA 2020	F-Leach	22,55
Landbouw	4	Ja (4)	$9,29 \times 10^{-5}$	FLUOREX	F-Leach	74,79
Landbouw	1	Ja (4)	$9,09 \times 10^{-6}$	FLUOREX	Streefwaarde	354,92
Landbouw	2	Ja (4)	$9,09 \times 10^{-6}$	FLUOREX	Streefwaarde	49,13
Landbouw	3	Ja (4)	$9,09 \times 10^{-6}$	EFSA 2020	Streefwaarde	49,10
Landbouw	4	Ja (4)	$9,09 \times 10^{-6}$	FLUOREX	Streefwaarde	354,88
Wonen met moestuin	5	Ja (4)	$1,42 \times 10^{-4}$	FLUOREX	F-Leach	146,44
Wonen met moestuin	6	Ja (4)	$1,42 \times 10^{-4}$	EFSA 2020	F-Leach	146,42
Wonen met moestuin	7	/	/	FLUOREX	F-Leach	146,44
Wonen met moestuin	8	Ja (2)	$1,42 \times 10^{-4}$	FLUOREX	F-Leach	146,44
Wonen met moestuin	5	Ja (4)	$9,09 \times 10^{-6}$	FLUOREX	Streefwaarde	913,97
Wonen met moestuin	6	Ja (4)	$9,09 \times 10^{-6}$	EFSA 2020	Streefwaarde	913,81
Wonen met moestuin	7	/	/	FLUOREX	Streefwaarde	914,04
Wonen met moestuin	8	Ja (2)	$9,09 \times 10^{-6}$	FLUOREX	Streefwaarde	913,91
Industrie	9	/	/	FLUOREX	F-Leach	$223,42 \times 10^3$
Industrie	10	/	/	EFSA 2020	F-Leach	$223,49 \times 10^3$
Industrie	9	/	/	FLUOREX	Streefwaarde	$158,34 \times 10^{18}$
Industrie	10	/	/	EFSA 2020	Streefwaarde	$105,60 \times 10^{18}$

### 3.2.6.2 Onzekerheden

Zoals eerder aangegeven zijn er heel wat onzekerheden met betrekking tot de gegevens die gebruikt werden om de toetsingswaarde voor PFBA te berekenen, hiermee moet rekening gehouden worden bij de interpretatie van de resultaten.

Een van de onzekerheden is inherent aan het gebruik van het S-Risk model. In modellen dienen immers aannames gemaakt te worden met betrekking tot consumptiehoeveelheden voor dieren en mensen, tijdsbesteding, bodemsamenstelling, inhalatievolumes,... Deze zijn gebaseerd op literatuurgegevens, maar in het S-Risk model wordt er steeds gerekend met puntwaarden en niet met verdelingen. Sommige van deze parameterwaarden dateren van voor 2013 en zijn mogelijks aan een update toe. Voor een aantal parameters zijn in het verleden conservatieve keuzes gemaakt. In het landbouwscenario wordt bijvoorbeeld verondersteld dat alle voeding (zowel groenten als dierlijke producten) op het verontreinigde perceel geteeld wordt.

PFOS en PFOA werden reeds uitgebreid bestudeerd, maar voor PFBA is er een gebrek aan informatie in de literatuur met betrekking tot biotransferfactoren (BTF) en bioconcentratiefactoren (BCF).

Er zijn geen biotransferfactoren naar dierlijke producten beschikbaar voor PFBA, daarom werden de biotransferfactoren (BTF) naar melk en vleesproducten voor PFOA gebruikt. PFBA en PFOA behoren immers allebei tot de PFCA of geperfluoreerde carbonzuren, maar PFBA is een kortere keten PFAS – een C4 - en PFOA een C8. Het is algemeen bekend dat langere keten PFAS meer accumuleren in dierlijke producten dan korte keten PFAS, waardoor deze aannames conservatief is voor de accumulatie in dierlijke producten.

De overdracht naar eieren werd geschat op basis van het model van Lasters (Lasters *et al.*, 2023). Hoewel in de paper wordt aangehaald dat op het model voor PFBA een grote foutenmarge zit, is dit momenteel het best beschikbare model voor de overdracht tussen bodem en ei voor PFBA. De berekende concentratie PFBA in eieren blijkt op basis van dit model zeer laag te zijn voor een standaard bodem.

De opname van PFBA door gewassen wordt berekend met bioconcentratiefactoren (BCF). Over de overdracht vanuit bodem naar gewassen is in de literatuur nog niet veel informatie beschikbaar en bijgevolg zijn de BCF dan ook onzeker. Bovendien zijn niet voor alle groenten opgenomen in S-Risk BCF factoren gepubliceerd, waardoor de concentraties in deze groenten gebaseerd zijn op factoren voor andere groenten of andere gewastypes.

Ook wat betreft de blootstelling via commerciële voeding (uit de winkel) zijn er onzekerheden. PFBA is immers niet gemakkelijk te analyseren, en vaak liggen de LOQ's daarom hoog. Het is dus niet evident om concentraties in groenten te bepalen. Bij de innameschatting door EFSA (i.e. consumptiehoeveelheid x concentratie in voedingsmiddelen) geeft dit een vertekend beeld daar 100% van de analyses voor de groep 'groenten en groenteproducten' lager is dan de LOQ of LOD<sup>16</sup> en slechts één staal in de groep 'zetmeelrijke wortels en knollen' gekwantificeerd was. In de recentere FLUOREX-studie kon de concentratie in voedingsmiddelen nauwkeuriger bepaald worden en dit resulteert in een verfijning van de innameschatting.

De combinatie van deze verschillende aannames, keuzes en onzekerheden geeft aanleiding tot vrij ruwe voorspellingen van concentraties in transfermedia en blootstellingsdosissen. Er zijn slechts voor een beperkt aantal plantaardige levensmiddelen concentraties beschikbaar

---

<sup>16</sup> De LOD/LOQs die aan EFSA gerapporteerd worden variëren tussen de verschillende laboratoria.

die kunnen dienen voor validatie van het S-Risk model. Zoals reeds toegelicht in §3.2.3 (validatie S-Risk model) bevat de EFSA-studie enkel concentratiedata voor aardappelen. In FLUOREX zijn meer data beschikbaar die kunnen gebruikt worden voor de validatie, maar deze worden afhankelijk van het voedingsmiddel overschat.

De bovenstaande berekeningen voor toetsingswaarden voor depositie tonen echter aan dat de marge tussen de achtergronddepositie en de berekende toetsingswaarden voor depositie op basis van de US-EPA RfD, 1000 ng/kg lg.d (US-EPA, 2022), groot is. In dat geval vormen de genoemde onzekerheden geen beleidsmatige belemmering. De berekende toetsingswaarden voor depositie op basis van F-Leach voor de waarde vrij gebruik (2,5 µg/kg ds) en grondwater (100 ng/l) zijn strenger en daarbij spelen de onzekerheden over transfer naar dierlijke en plantaardige producten geen rol.

### 3.3 Samenvatting berekende toetsingswaarden S-Risk en F-Leach

Tabel 21 geeft een overzicht van de berekende toetsingswaarden voor depositie met enerzijds het S-Risk model (voor toetsing van de humane blootstelling) en anderzijds met het F-Leach model (voor toetsing aan de waarde vrij gebruik en grondwater) en een vergelijking met de achtergronddepositie voor PFBA van  $3,12 \times 10^{-3}$  µg PFBA/m<sup>2</sup> dag.

Uit de tabel kan afgeleid worden dat voor PFBA de met F-Leach berekende toetsingswaarden voor depositie strenger zijn dan deze afgeleid met S-Risk.

Voor grondwater wordt getoetst aan:

1. de voorgestelde bodemsaneringsnorm grondwater van 6000 ng/l (Geerts & Van Holderbeke, 2023)<sup>17</sup> afgeleid volgens de WHO-formule voor drinkwater en
2. de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l voor de som van 20 PFAS (Van Holderbeke *et al.*, 2022).

Grondwaternormen zijn steeds onafhankelijk van het bestemmingstype.

Bij toetsing aan de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l kan geen toetsingswaarde voor depositie afgeleid worden wanneer de streefwaarde in bodem van 1,25 µg/kg ds als startconcentratie gehanteerd wordt in de berekeningen. De streefwaarde geeft immers reeds aanleiding tot een overschrijding van de norm voor grondwater na 100 jaar ten gevolge van uitloging.

Als de streefwaarde niet meegenomen wordt en er gestart wordt van 0 µg/kg ds, dan kan er wel een toetsingswaarde voor depositie van **0,14 µg PFBA/m<sup>2</sup>.dag** berekend worden. Deze toetsingswaarde voor depositie is 46 keer hoger dan de achtergronddepositie en houdt geen humaan risico in op basis van de US-EPA RfD (US-EPA, 2022). Deze toetsingswaarde voor depositie geeft na 100 jaar een gemiddelde bodemconcentratie in de bovenste 30 cm van 0,092 µg/kg ds.

Conclusie: Bij een depositie van 0,14 µg/m<sup>2</sup>.dag wordt na 100 jaar de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l bereikt, maar dit houdt geen humaan risico in op basis van de huidige US-EPA RfD (US-EPA, 2022).

Bij toetsing aan de grondwaternorm van 6000 ng/l volgens de WHO-richtlijnen, wordt onafhankelijk van de startconcentratie in bodem (0 µg/kg ds of de streefwaarde van 1,25 µg/kg

---

<sup>17</sup> Gebaseerd op US-EPA RfD van  $1 \times 10^{-3}$  mg/kg lg/d US EPA (2022) IRIS Toxicological Review of Perfluorobutanoic Acid (PFBA, CASRN 375-22-4) and Related Salts, pp. 145.

ds) een toetsingswaarde voor depositie van **8,63 µg PFBA/m<sup>2</sup>.dag** afgeleid (of 2763 keer de achtergronddepositie). Deze toetsingswaarde voor depositie geeft na 100 jaar een gemiddelde bodemconcentratie in de bovenste 30 cm van 5,67 µg/kg ds. Deze waarde is hoger dan de waarde vrij gebruik van 2,5 µg/kg ds.

Voor bodem wordt bij voorkeur getoetst aan de waarde vrij gebruik van (uitgegraven) bodem, daar dit garant staat voor een schone bodem. De waarden voor vrij gebruik zijn eveneens onafhankelijk van het bestemmingstype.

De toetsingswaarde voor depositie voor PFBA die afgeleid wordt voor de waarde vrij gebruik bedraagt **3,82 µg/m<sup>2</sup>.dag** (afleiding: zie 3.1.2). Deze toetsingswaarde voor depositie is veel hoger dan de achtergronddepositie (1223 keer) en houdt geen humaan risico in na 100 jaar. Conclusie: Bij een depositie van 3,82 µg/m<sup>2</sup>.dag wordt na 100 jaar de waarde vrij gebruik van 2,5 µg/kg ds bereikt, maar dit houdt geen humaan risico in, noch op basis van de huidige US-EPA RfD (US-EPA, 2022), noch op basis van de EFSA TDI in combinatie met de RPF van 0,05 voor PFBA voor woongebied (§ 3.2.4). De toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l wordt dan na 100 jaar wel overschreden.

De BSN<sub>FLUOREX</sub> II op basis van de US-EPA RfD wordt bereikt na een depositie van 39,79 µg/m<sup>2</sup>.dag gedurende 100 jaar, de BSN<sub>FLUOREX</sub> III na een depositie van 168,36 µg/m<sup>2</sup>.dag gedurende 100 jaar en de BSN<sub>FLUOREX</sub> V na een depositie van 136,22×10<sup>3</sup> µg/m<sup>2</sup>.dag gedurende 100 jaar (berekeningen gebaseerd op Figuur 5).

**Tabel 21** Overzicht van de berekende toetsingswaarden voor depositie voor PFBA

Model	Toetsingswaarde	Berekende toetsingswaarde voor depositie (µg/m <sup>2</sup> dag)	Boven achtergrond-depositie?	Humaan risico?	Toxicologische toetsingswaarde humaan risico
F - L e a c h (bodem)	2,5 µg/kg ds bodem (waarde vrij gebruik) <sup>1</sup>	3,82	Ja (1223×)	Nee <sup>4</sup>	US-EPA (2022): 1×10 <sup>-3</sup> mg/kg lg/d
F - L e a c h (grondwater)	6000 ng/l (Geerts & Van Holderbeke, 2023) <sup>2</sup> C <sub>0,B</sub> = 0 µg/kg ds	8,63	Ja (2763×)	Nee <sup>4</sup>	
	100 ng/l (Van Holderbeke et al., 2022) <sup>2</sup> C <sub>0,B</sub> = 0 µg/kg ds	0,14	Ja (46×)	Nee <sup>4</sup>	
	6000 ng/l (Geerts & Van Holderbeke, 2023) <sup>3</sup> C <sub>0,B</sub> = 1,25 µg/kg ds	8,63	Ja (2763×)	Nee <sup>4</sup>	
	100 ng/l (Van Holderbeke et al., 2022) <sup>3</sup> C <sub>0,B</sub> = 1,25 µg/kg ds	/	/	/	
S-Risk	1×10 <sup>-3</sup> mg/kg lg/d (US-EPA, 2022), landbouwscenario's	22,6 – 354,9	Ja (7221× - 113×10 <sup>3</sup> ×)	Nee	
	1×10 <sup>-3</sup> mg/kg lg/d (US-EPA, 2022), scenario's wonen met moestuin	146,4 – 914,0	Ja (46,9×10 <sup>3</sup> × - 292×10 <sup>3</sup> ×)	Nee	
	1×10 <sup>-3</sup> mg/kg lg/d (US-EPA, 2022), industriescenario's	2,23×10 <sup>5</sup> – 1,58×10 <sup>20</sup>	Ja (7,14×10 <sup>7</sup> × - 5,07×10 <sup>22</sup> ×)	Nee	

<sup>1</sup>Waarde vrij gebruik afgeleid op basis van de streefwaarde (waarde vrij gebruik = 2× streefwaarde), zie 3.1.2 p. 25.

<sup>2</sup>F-Leach bodemconcentratie na 100 jaar, startconcentratie in de bodem (C<sub>0,B</sub>) = 0 µg/kg ds, zie 3.1.3 p. 26.

<sup>3</sup>F-Leach bodemconcentratie na 100 jaar, startconcentratie in de bodem (C<sub>0,B</sub>) = streefwaarde van 1,25 µg/kg ds, zie 3.1.3 p. 27.

<sup>4</sup>Berekend aan de hand van het landbouwscenario waarbij consumptie van lokaal geteelde eieren extra werd meegenomen. Dit is de meest conservatieve optie. In het kader van het afleiden van bodemsaneringsnormen wordt dit niet standaard meegenomen.

### 3.4 Depositietingen PFAS in Vlaanderen

In de loop van de afgelopen jaren werden er in Vlaanderen een heel aantal meetcampagnes opgezet om de PFAS depositie te meten, waarin o.a. de depositie van PFBA en PFOS bepaald werd. De eerste metingen werden opgestart in juli 2021 en zijn nog steeds lopend op een aantal meetlocaties. Voor deze analyse worden alle depositietingen meegenomen die uitgevoerd werden door VITO samen met VMM en Departement Omgeving in de periode juli 2021 tot maart 2024. In totaal gaat het over 383 metingen uitgevoerd op 28 verschillende locaties verspreid over Vlaanderen (Tabel 22). De keuze van de meetlocaties is niet willekeurig verspreid over het grondgebied. De meeste meetcampagnes kaderen in meetcampagnes die specifiek opgezet werden voor (lange termijn) metingen in de buurt van mogelijke PFAS bronnen, aangevuld met metingen op achtergrondlocaties. Metingen op landelijke achtergrondlocatie werden uitgevoerd op het AQMS van de VMM te Dessel (N016, in landbouwzone).

De meetlocaties werden ingedeeld volgens de bestemmingszone waarin het meetstation zich bevindt, met name industrie, landbouw en natuur, en woon en recreatie. De zone houdt geen rekening met mogelijke bronnen in de omgeving. Een aantal meetstations bevinden zich in bepaald bestemmingstype maar worden beïnvloed door (veelal een industriële) bron in de omgeving en kunnen daarom niet als achtergrondlocaties ingedeeld worden (indicatie achtergrond en motivatie waarom niet in Tabel 22). Met name enkele meetstations in landbouw- en woonzone in de buurt van 3M en de Oosterweelwerken op Antwerpen Linkeroever liggen in de invloedssfeer activiteiten in de buurt. Ook enkele meetlocaties in industriezone worden als niet-representatief beschouwd omdat ze te dicht liggen bij 3M, of opgesteld zijn naast een apart type industrie met zeer lage depositie. Bij de beoordeling van de voorgestelde toetsingswaarden wordt rekening gehouden met het feit dat die meetlocaties niet representatief zijn als achtergrondlocatie.

Tabel 22: Overzicht van de PFAS depositiemetingen in Vlaanderen: meetlocaties en looptijd van de metingen.

Zone	Meetlocatie	Startdatum	Stopdatum	Looptijd (dagen)	Achtergrond	Motivatie
industrie	R822	01/06/2023	24/08/2023	84	ja	
industrie	R830	01/06/2023	24/08/2023	84	ja	
industrie	R891	01/06/2023	24/08/2023	84	ja	
industrie	R897	29/07/2021	05/04/2024	952	ja/nee	
industrie	RU01	28/11/2022	23/02/2023	87	nee	Apart type industriegebied met erg lage deposities
industrie	SA09	11/03/2022	24/08/2023	272	ja	
industrie	WI14	07/09/2023	30/11/2023	84	ja	
industrie	WI13	07/09/2023	30/11/2023	84	nee	Te dicht bij bron
industrie	AR05	07/09/2023	30/11/2023	84	ja	
industrie	ZD07	29/07/2021	05/04/2024	952	nee	Te dicht bij 3M
industrie	ZD11	29/07/2021	05/04/2024	952	nee	Te dicht bij 3M
landbouw en natuur	N016	29/07/2021	04/04/2024	952	ja	
landbouw en natuur	SA10	11/03/2022	24/08/2023	272	ja	
landbouw en natuur	ZD09	29/07/2021	12/01/2023	532	ja	
landbouw en natuur	ZD12	29/07/2021	05/04/2024	952	nee	Te dicht bij 3M
woon en recreatie	AL01	29/07/2021	10/03/2022	224	ja	
woon en recreatie	AL09	10/02/2022	04/04/2024	756	ja	
woon en recreatie	AL10	10/02/2022	04/04/2024	756	ja	
woon en recreatie	KN09	06/07/2022	13/10/2022	99	nee	Te veel invloed van PFAS-schuim
woon en recreatie	KN11	06/07/2022	13/10/2022	99	nee	Te veel invloed van PFAS-schuim
woon en recreatie	R801	02/09/2022	25/11/2022	84	ja	
woon en recreatie	R831	01/06/2023	24/08/2023	84	ja	
woon en recreatie	SA11	11/03/2022	24/08/2023	272	ja	
woon en recreatie	SA12	11/03/2022	24/08/2023	272	ja	
woon en recreatie	AR06	07/09/2023	30/11/2023	84	ja	
woon en recreatie	ZD01	29/07/2021	04/04/2024	952	ja	
woon en recreatie	ZD08	29/07/2021	05/04/2024	952	nee	Te dicht bij 3M
woon en recreatie	ZD10	29/07/2021	12/01/2023	532	ja	



De depositie wordt bemonsterd met behulp van depositiekruiken (type Bergerhoff). De Bergerhoff-kruik is een glazen bokaal met 9,5 cm effectieve binnendiameter, ongeveer 20 cm hoog en met 1,5 liter inhoud. De kruiken worden meestal in drievoud opgesteld op de meetlocatie en blijven gedurende ongeveer 1 maand ter plaatse (28 dagen, 4 weken). Depositie kan plaatsvinden in de vorm van natte en droge depositie. Natte depositie is de aanvoer van stoffen via regen, sneeuw of hagel. Natte depositie is dus het resultaat van uitregenen of uitwassen en komt dus alleen voor ten tijde van neerslag. Droge depositie is de aanvoer van gasen en deeltjes tijdens droge periodes. Droge depositie gebeurt door het rechtstreeks afzetten van een verontreinigende stof op een oppervlak. Via de bemonstering met kruiken wordt de totale depositie (i.e. de som van natte en droge depositie) gemeten. Voor droge depositie kan de kanttekening gemaakt worden dat de depositie op de wand of de bodem van de bemonsteringskruiken mogelijks een onderschatting is van de reële droge depositie die op ruwere oppervlakken zoals bv. vegetatie voorkomt. De totale depositie (of kortweg "depositie") wordt uitgedrukt in ng per m<sup>2</sup> per dag (ng/m<sup>2</sup>/dag), m.a.w. de massa van een bepaalde stof die per vierkante meter per dag neerslaat (in deze studie: ng PFBA/m<sup>2</sup>.dag en ng PFOS/m<sup>2</sup>/dag). Voor onderstaande analyse werden de deposities omgerekend naar µg/m<sup>2</sup>.dag om gemakkelijker te kunnen vergelijken met de voorgestelde toetsingswaarden voor depositie die in deze eenheid worden uitgedrukt.

De PFAS analyse wordt uitgevoerd door middel van vloeistofchromatografie met massaspectrometrische detectie. Het gehalte van de verschillende PFAS wordt berekend met de interne standaard methode. De analyses werden uitgevoerd door het analyselaboratorium voor milieumetingen van VITO.

De gemiddelde depositie in Vlaanderen op achtergrondlocaties (20 locaties) is 12 ng/m<sup>2</sup>.dag voor PFBA en 9,6 ng/m<sup>2</sup>.dag voor PFOS (Tabel 23).

Tabel 23: Gemiddelde depositie van PFBA en PFOS in Vlaanderen.

Gemiddelde depositie (niet-tijdsgewogen)	PFOS (ng/m <sup>2</sup> .d)	PFBA (ng/m <sup>2</sup> .d)	# metingen	# locaties
<b>Vlaanderen*</b>	9,6	12	241	20
<b>N016</b>	2,8	4,1	32	1
<b>Per zone: industrie (incl. R897)</b>	19	18	58	7
<b>Per zone: industrie (excl. R897)</b>	8,6	25	24	6
<b>Per zone: landbouw (incl. N016)</b>	5,3	7	62	3
<b>Per zone: woon (zonder uitschieter R831)</b>	7,1	13	123	10
<b>Per zone: woon (met uitschieter R831)</b>	7,4	28	124	10

\* incl. R897 en N016, maar zonder uitschieter PFBA gemeten op R831 (zie §3.4.1). Gegevens tot maart 2024. Met uitschieter ligt het Vlaams gemiddelde op 20 ng/m<sup>2</sup>.dag voor PFBA.

### 3.4.1 Depositie van PFBA in Vlaanderen

De gemiddelde PFBA depositie in Vlaanderen op achtergrondlocaties (20 locaties) is 0,012  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ .

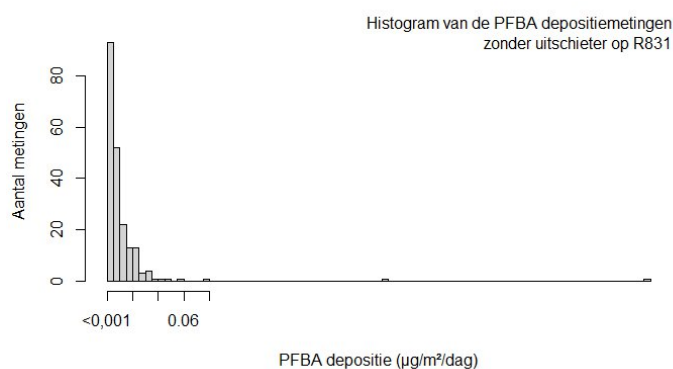
De metingen kunnen verder opgedeeld worden in functie van zone waar de meetlocatie zich bevindt (i.e. industrie, landbouw en natuur, woon en recreatie, zie Tabel 22). Voor de zonering wordt gekeken naar het landgebruik op de plaats van en rondom de meetlocatie, en dus niet naar mogelijke type bronnen die kunnen bijdragen aan de depositie op de meetlocatie. De gemiddelde PFBA depositie is 0,025  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$  voor industrie, 0,007  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$  voor landbouw en natuur, en 0,013  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$  voor woon en recreatie (zonder uitschieter, met uitschieter is het gemiddelde 0,028  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ) (Tabel 23).

Op het landelijk achtergrondstation in Dessel (AQMS N016) werden depositiemetingen uitgevoerd in een periode van bijna 3 jaar (34 metingen). De gemiddelde PFBA-depositie is 0,004  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ , met een maximale meetwaarde van 0,017  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ . Zeven van de 34 metingen (ca. 20%) lagen onder de bepalingsgrens (<0,001  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ) in de overige depositiemonsters werden lage (maar meetbare) hoeveelheden PFBA gemeten.

De individuele meetwaarden van PFBA depositie in Vlaanderen (op achtergrond en niet-achtergrondlocaties, i.e. alle meetlocaties opgenomen in Tabel 22) varieert van < (onder de bepalingsgrens) tot 1,858  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$  (Tabel 24) met een gemiddelde van 0,028  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ . De maximum depositie (1,858  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ) is een uitschieter, de tweede hoogste meetwaarde is 0,523  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ . De spreiding op de individuele depositiemetingen is aanzienlijk (Figuur 11), de hoogste meetwaarden liggen bijna twee grootte-orde hoger dan de laagste meetwaarden.

Tabel 24: Samenvattende statistieken voor de PFBA-depositie in Vlaanderen.

	PFBA depositie ( $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ )
Minimum	<
1 <sup>ste</sup> kwartiel	0,001
Mediaan	0,006
Gemiddelde	0,012
3 <sup>de</sup> kwartiel	0,012
Maximum	1,858



Figuur 11: Histogram van de PFBA deposities.

## 3.5 Voorstel en haalbaarheid voor toetsingswaarden PFBA depositie in Vlaanderen

### 3.5.1 Voorstel toetsingswaarde voor depositie PFBA in Vlaanderen

Op basis van de berekeningen met S-Risk en F-Leach zou de toetsingswaarde voor depositie idealiter 0,14  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$  bedragen onafhankelijk van het bestemmingstype (Tabel 25).

Bij een depositie van 0,14  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$  wordt na 100 jaar de toetsingswaarde grondwater van 100  $\text{ng}/\text{l}$ <sup>18</sup> bereikt, maar dit houdt geen humaan risico in, noch op basis van de huidige US-EPA RfD (US-EPA, 2022), noch op basis van de EFSA TDI in combinatie met de RPF van 0,05 voor PFBA voor woongebied (§ 3.2.4). Deze toetsingswaarde voor depositie geeft na 100 jaar een gemiddelde bodemconcentratie in de bovenste 30 cm van 0,092  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ds. Dit is lager dan de waarde vrij gebruik van 2,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ds.

De voorgestelde toetsingswaarde voor depositie is onafhankelijk van het bestemmingstype, daar de toetsingswaarde grondwater die bepalend is voor de afleiding ook niet afhankelijk is van een bestemmingstype.

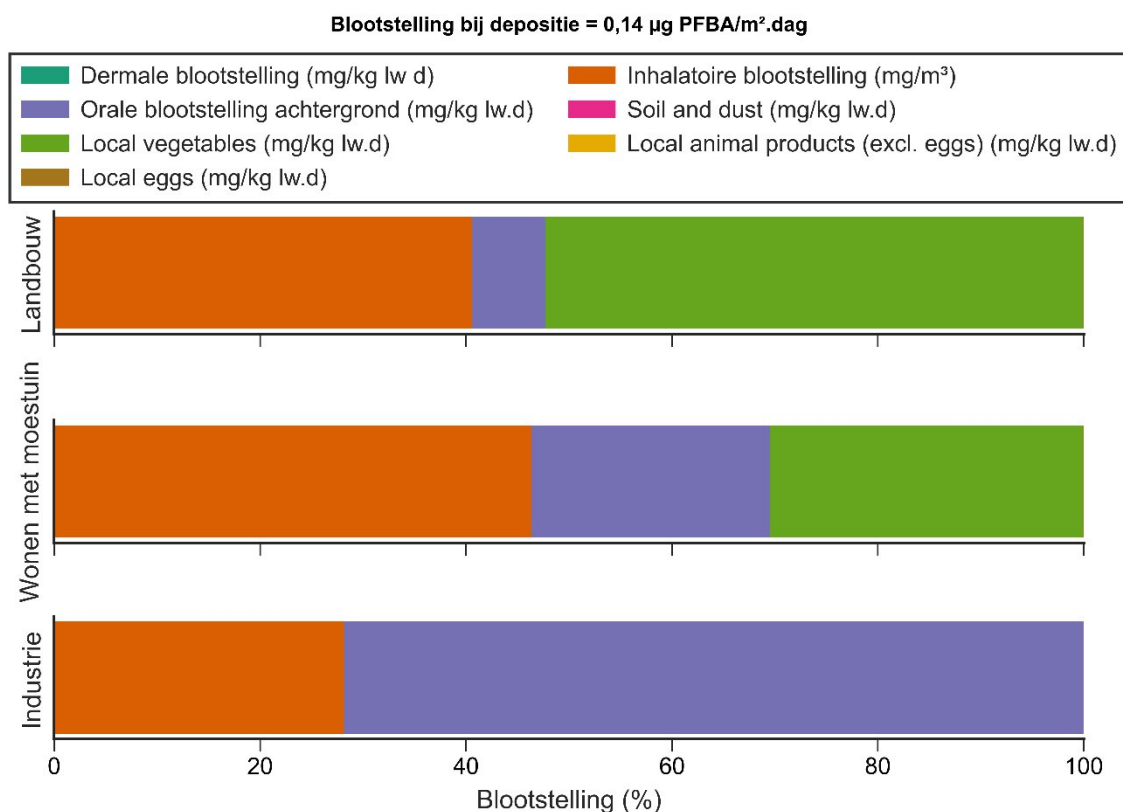
Wanneer deze waarde vergeleken wordt met de huidige gemiddelde waarden voor de bestemmingstype landbouw (0,007  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ), wonen (0,013-0,028  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ) en industrie (0,025  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ), dan blijkt dat de voorgestelde toetsingswaarde depositie hier ruim boven ligt. Er is dus ruimte tussen de voorgestelde depositienorm van 0,14  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  en de huidige achtergrondconcentraties. **Rekening houdende met het feit dat na 100 jaar de toetsingswaarde grondwater van 100  $\text{ng}/\text{l}$  bereikt wordt en deze in principe geldt voor de som van 20 PFAS, wordt voorgesteld aan het beleid om een veiligheidsmarge in te bouwen.**

*Tabel 25: Voorgestelde toetsingswaarden voor depositie van PFBA voor de bestemmingstypes landbouw, wonen met moestuin en industrie. De getallen zijn afgerond op 2 beduidende cijfers.*

Bestemmingstype	Gemiddelde depositie $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$	Voorstel toetsingswaarde $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$
Landbouw	0,007	0,14
Wonen met moestuin	0,013-0,028	0,14
Industrie	0,025	0,14

Figuur 12 toont het aandeel van de verschillende blootstellingswegen bij een depositie gelijk aan 0,14  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$  voor PFBA voor de scenario's landbouw (nr 1), wonen met moestuin (nr 5) en industrie (nr 9) met bodemconcentraties gebaseerd op F-Leach. De scenario's wonen met moestuin en landbouw zijn gebaseerd op de blootstelling van kinderen, het scenario industrie op de blootstelling van volwassenen. Uit de resultaten blijkt dat orale blootstelling de dominante route is, maar dat ook de inhalatoire blootstelling zwaar doorweegt in de totale blootstelling gebaseerd op US-EPA RfD (US-EPA, 2022), Voor het bestemmingstype wonen zijn de aandelen orale en inhalatoire blootstelling zelfs ongeveer even groot.

<sup>18</sup> opgelet: de waarde werd berekend startend van een bodemconcentratie = 0  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ds.



Figuur 12 Relatieve bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes per scenario. Voor elk scenario werd gerekend met de voorgestelde toetsingswaarde van 0,14  $\mu\text{g}$  PFBA/m<sup>2</sup>.dag.

### 3.5.2 Situering voorgestelde toetsingswaarde t.o.v. gemeten PFBA deposities in Vlaanderen

De voorgestelde toetsingswaarde voor PFBA deposities (0,14  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ ) ligt een grootteorde boven de gemiddeld gemeten PFBA depositie op achtergrondlocaties in Vlaanderen (0,012  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ , Tabel 26). Op de landelijke achtergrondlocatie (meetstation N016 in Dessel) is de gemiddelde PFBA-depositie 0,004  $\text{ng}/\text{m}^2/\text{dag}$ , wat ruim onder de voorgestelde toetsingswaarde ligt. De gemiddeld gemeten PFBA-deposities per bestemmingstype zijn respectievelijk 0,025  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$  (industrie), 0,007  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$  (landbouw en natuur) en 0,013  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$  (wonen, 0,028 met uitschieter) wat een factor 5 tot 20 onder de voorgestelde toetsingswaarde is. Op geen enkele achtergrondlocatie was de gemiddeld gemeten PFBA-depositie hoger dan de toetsingswaarde, met uitzondering van één meetlocatie (R831) waar één uitzonderlijk hoge depositie gemeten werd gedurende één maand (zonder deze uitschieter ligt het gemiddelde ook hier onder de toetsingswaarde). Op de meetlocaties die niet representatief zijn voor achtergrond (8 locaties, zie Tabel 22) was het gemiddelde eveneens lager dan de voorgestelde toetsingswaarde.

Op een totaal van 362 PFBA depositiemetingen (individuele metingen op alle meetlocaties, zie Tabel 22) liggen 13 meetwaarden (3,5%) boven de voorgestelde toetsingswaarde van 0,14  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ . Op de achtergrondlocaties zijn 4 meetwaarden hoger dan de toetsingswaarde. Merk op dat de toetsing van individuele (kortstondige) metingen aan de toetsingswaarde indicatief is omdat het toetsingskader werd opgesteld vanuit een chronische langdurige blootstelling. Zoals blijkt uit deze analyse kan er door tijdsvariatie van individuele

meetresultaten een meetwaarde boven de toetsingswaarde liggen terwijl het gemiddelde over de meetcampagne onder de toetsingswaarde blijft. In een dergelijke situatie is de beoordeling dat de toetsingswaarde niet overschreden is.

Tabel 26: Situering gemeten PFBA deposities in Vlaanderen t.o.v. de voorgestelde toetsingswaarde voor PFBA-depositie.

<i>TW: 0,14 µg/m<sup>2</sup>.dag</i>	PFBA depositie (µg/m <sup>2</sup> .dag)	Aantal meetlocaties	Aantal metingen	Aantal metingen > TW
Gemiddelde depositie op achtergrondlocaties in Vlaanderen	0,012	20	242	4
Gemiddelde landelijke achtergrond (N016 Dessel)	0,004	1	34	0
Gemiddelde depositie (alle metingen)	0,027	28	362	13

### 3.6 Evaluatie met betrekking tot de haalbaarheid opname Vlaamse regelgeving (grens- en richtwaarden)

Voor een aantal stoffen (bv. lood, cadmium) zijn er richt- en/of grenswaarden voor depositie vastgelegd in de Vlaamse wetgeving (Vlarem II; bv. richt- en grenswaarde voor lood: resp. 175 en 2100 µg/m<sup>2</sup>/dag). Voor PFBA zijn er momenteel geen grens- of richtwaarden voor depositie opgenomen in de Vlarem wetgeving.

Om te overwegen om grens- en richtwaarden voor depositie voor PFBA toe te voegen aan de Vlarem II wetgeving zijn de volgende stappen nodig:

- Haalbaarheid: hoe verhouden de huidige depositiewaarden (voor referentiesituaties, bvb. afwezigheid van bronnen) zich ten op zichte van de voorgestelde toetsingswaarden? Indien dit problematisch is (zie hfdst 3.4), is een opname in Vlaamse regelgeving waarschijnlijk moeilijk.
- Hoe zijn de Vlarem II grens- en/of richtwaarden voor stoffen die reeds wel in VLAREM II opgenomen zijn afgeleid (m.a.w. is de technisch/wetenschappelijke manier van afleiden voldoende vergelijkbaar met de manier waarop dit uitgewerkt is in dit rapport voor PFAS)
  - o Bemerkt hierbij: voor Vlarem II grens- en/of richtwaarden voor Cd en Pb is momenteel één getal gehanteerd (geen differentiatie in functie van bestemmingstype/gehanteerde toetsingswaarde, meenemen van eieren...). Om deze differentiatie eventueel wel te doen voor PFBA dient een goede argumentatie uitgebouwd te worden, vermits dit afwijkend is ten opzichte van grens- en richtwaarden Pb en Cd
- Technische voorschriften voor bemonsteringsprocedures voor depositie PFBA
- Juridische onderbouwing

Het uitwerken van deze laatste piste voor inkanteling in Vlarem II valt buiten de huidige studieopdracht.

Een tweede mogelijks relevant beleidskader waarin depositietoetsingswaarden voor PFBA zouden kunnen geïntegreerd worden is in het MER richtlijnenboekstelsel. In het richtlijnenstelsel 'Mens-gezondheid' voor chemische stressoren is vooral aandacht voor blootstelling via lucht, water en bodem. Bijvoorbeeld, voor lucht is er een beoordelingskader

gebaseerd op gezondheidkundige advieswaarde (GAWs) voor een reeks luchtverontreinigende stoffen. Echter, de route depositie en gerelateerde orale blootstelling is niet expliciet opgenomen in het MER richtlijnenboekstelsel. Evenwel worden ad hoc in MER dossiers blootstelling via orale route opgenomen. Een strikt kader hiervoor is niet uitgewerkt, maar kan door MER deskundigen op basis van wetenschappelijke inzichten uitgewerkt worden. Bijgevolg, voor MER dossiers met betrekking tot PFBA zou dit voorgestelde toetsingskader voor depositie kunnen aangewend worden.

### 3.7 Besluit PFBA

Voor PFBA werden toetsingswaarden voor depositie berekend en getoetst aan zowel concentraties in bodem en grondwater als aan de humane blootstelling en wettelijke normen. De meest strenge toetsingswaarde die hieruit resulteerde, **0,14 µg/m<sup>2</sup>.dag**, is deze voor toetsing aan de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l, uitgevoerd met F-Leach. Wanneer deze depositiewaarde vergeleken wordt met de huidige gemiddelde depositiewaarden voor de verschillende bestemmingstypes landbouw, wonen en industrie, blijkt dat deze hier ruim boven ligt. Er is dus ruimte tussen de voorgestelde depositienorm van 0,14 µg/m<sup>2</sup>.d en de huidige achtergronddeposities wanneer geen rekening wordt gehouden met de huidige aanwezige achtergrondconcentraties in bodem en grondwater.

Er wordt voorgesteld aan het beleid om alsnog een veiligheidsmarge in te bouwen om volgende redenen:

- De toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l wordt bereikt na 100 jaar
- Deze toetsingswaarde voor grondwater geldt voor de som van 20 PFAS
- De streefwaarde in bodem (= 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) van 1,25 µg/kg ds geeft een overschrijding van de toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l
- Op heel wat locaties in Vlaanderen wordt reeds een achtergrondconcentratie van 20 ng/l PFBA aangetroffen in het grondwater (zie 3.1.3 Evaluatie grondwaterconcentraties ten gevolge van depositie van PFBA).

## 4 BEPALING VAN DE TOETSINGSWAARDE VOOR DEPOSITIE VOOR PFOS

Voor de bepaling van de toetsingswaarde voor depositie voor PFOS worden 5 types berekeningen uitgevoerd, namelijk toetsing aan:

- de bodemconcentratie met F-Leach (§ 4.1.2);
- de grondwaterconcentratie met F-Leach (§ 4.1.3);
- de voorgestelde normenkader met S-Risk (§ 4.2.4);
- de humane blootstelling met S-Risk (§ 4.2.6);
- wettelijke normen (voeding, lucht, drinkwater) met S-Risk (§ 4.2.6);

In § 4.3 worden de resultaten van de F-Leach en S-Risk berekeningen samengevat, in § 4.4.1 worden de depositiemetingen PFOS in Vlaanderen besproken, in § 0 wordt een voorstel voor toetsingswaarden voor depositie gemaakt en gesitueerd t.o.v. de gemeten deposities in Vlaanderen en in § 0 wordt een evaluatie gegeven met betrekking tot de haalbaarheid opname Vlaamse regelgeving.

### 4.1 F-Leach – bodemconcentraties en uitloging

Alvorens berekeningen uit te voeren moet het F-Leach model geparametriseerd worden voor PFOS.

#### 4.1.1 Invoergegevens voor PFOS in F-Leach

Voor de berekening van het transport van PFAS doorheen het bodemprofiel, dienen verschillende input-parameters meegegeven te worden aan F-Leach. De gebruikte inputparameters voor F-Leach zijn weergegeven in Tabel 27. Merk op dat de gebruikte waarden gelijk zijn aan deze vermeld in de stoffenfiche voor PFOS, maar omgerekend naar de eenheden gebruikt in F-Leach.

Tabel 27: Gebruikte inputparameters in F-Leach voor PFBA

Inputparameter F-Leach	PFOS
Koc (l/kg)	371,54
Henry coefficient (H) (-)	$1,80 \times 10^{-7}$
Oplosbaarheid S ( $\mu\text{g/l}$ )	$3,70 \times 10^5$
Vervalfactor ( $\mu$ ) (-)	0
Diffusie-coëfficiënt lucht ( $\text{m}^2/\text{jaar}$ )	122,93
Achtergrondwaarde bodem (mg/kg)	0,0015
Achtergrondwaarde grondwater	0

#### 4.1.2 Evaluatie bodemconcentraties ten gevolge van depositie van PFOS

Voor PFOS werd als toetsingswaarde de waarde vrij gebruik voor bodem toegepast ( $3 \mu\text{g/kg}$ , (OVAM, 2022)). De waarde vrij gebruik is immers de concentratie waarbij een bodem, die al aanwezig is in het milieu, hergebruikt kan worden met behoud van alle functies. Deze waarde beschermt ook de ontvanger van een partij (aangekochte) grond tegen mogelijke problemen

met verontreiniging. De waarde vrij gebruik geeft aan welke bodem we als schoon beschouwen.

De overeenkomstige toetsingswaarde voor depositie is weergegeven in Tabel 28. Voor PFOS is de afgeleide depositie, met 73  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  jaar, duidelijk lager dan de afgeleide norm voor PFBA van 1395  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  jaar, als gevolg van het groter adsorptiepotentieel van PFOS (hogere  $K_{oc}$ -waarde).

Tabel 28: Berekende toetsingswaarde voor depositie voor PFOS in functie van de toetsingswaarde bodem (= waarde vrij gebruik).

Stof	Toetsingswaarde ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )	Toetsingswaarde voor depositie ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ jaar)	Toetsingswaarde voor depositie ( $\text{ng}/\text{m}^2$ dag)
PFOS	3	73	200

### 4.1.3 Evaluatie van grondwaterconcentraties ten gevolge van depositie van PFOS

In deze evaluatie werd nagegaan wat de maximale depositiewaarden van PFOS mogen zijn om bepaalde PFOS-toetsingswaarden in grondwater niet te overschrijden. Gelijkaardig als voor PFBA, werd uitgegaan dat het grondwater zich op 1 m diepte bevindt. Simulaties werden uitgevoerd zonder en met achtergrondwaarden in de bodem.

Voor PFOS werd als toetsingswaarde de bodemsaneringsnorm grondwater (120  $\text{ng}/\text{l}$ , Van Holderbeke *et al.* (2020) op basis van US EPA 2016) gebruikt. Daarnaast werd ook getoetst aan een bovengrenswaarde van 4  $\text{ng}/\text{l}$  (EFSA-4, Hoge Gezondheidsraad (2024)) en 100  $\text{ng}/\text{l}$  (Van Holderbeke *et al.* (2022), gebaseerd op drinkwaterrichtlijn – 2020/2184/EU (EU, 2020)). De overeenkomstige toetsingswaarden voor depositie zijn weergegeven in Tabel 29. Voor de simulaties waarbij de achtergrondwaarden in bodem (streefwaarde van 1,5  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ds, = 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) in rekening werd gebracht, konden geen toetsingswaarden voor depositie berekend worden, gezien de achtergrondconcentratie ten gevolge van uitloging reeds aanleiding geeft tot overschrijding van elke boven vernoemde grondwaternorm.

Bij de berekende toetsingswaardes in Tabel 29 dient met volgende kanttekeningen rekening gehouden te worden:

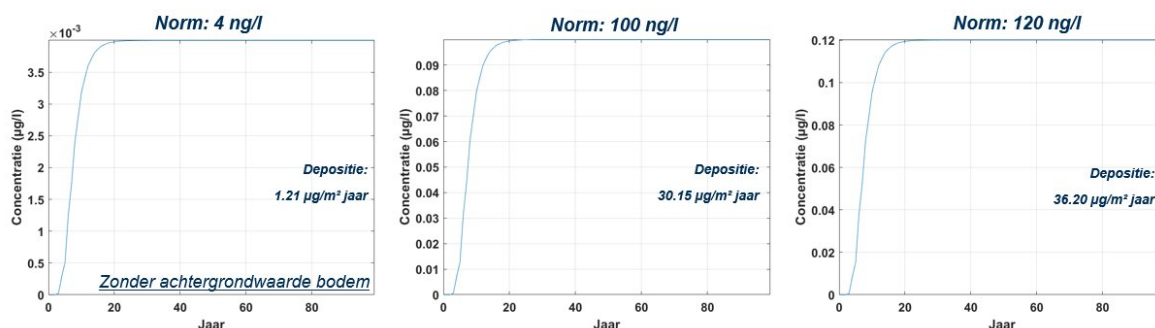
- De toetsingswaarde van 4 en 100  $\text{ng}/\text{l}$  geldt voor een som van 4 en respectievelijk 20 PFAS. De berekende depositienorm voor PFOS gaat ervan uit dat de 4 of 100  $\text{ng}/\text{l}$  volledig wordt 'opgevuld' door PFOS, zonder rekening te houden met andere PFAS. In de praktijk zal bijgevolg een strengere depositienorm voor PFOS noodzakelijk zijn die ook rekening houdt met deze andere PFAS.
- In de berekeningen werd geen achtergrondconcentratie voor grondwater in rekening gebracht Dit geeft als gevolg dat de berekende depositienorm iets hoger is dan wanneer een achtergrondconcentratie wel zou worden meegenomen.



Tabel 29: Berekende depositie-normen voor PFOS voor verschillende toetsingswaarden in grondwater.

Toetsingswaarden grondwater (ng/l)	Berekende toetsingswaarde voor depositie ( $\mu\text{g}/\text{m}^2$ jaar)	Berekende toetsingswaarde voor depositie ( $\text{ng}/\text{m}^2$ dag)
<i>Zonder achtergrondwaarde in bodem</i>		
4	1,206	3,30
100	30,15	82,6
120	36,2	99,2
<i>Met achtergrondwaarde in bodem</i>		
4	/	/
100	/	/
120	/	/

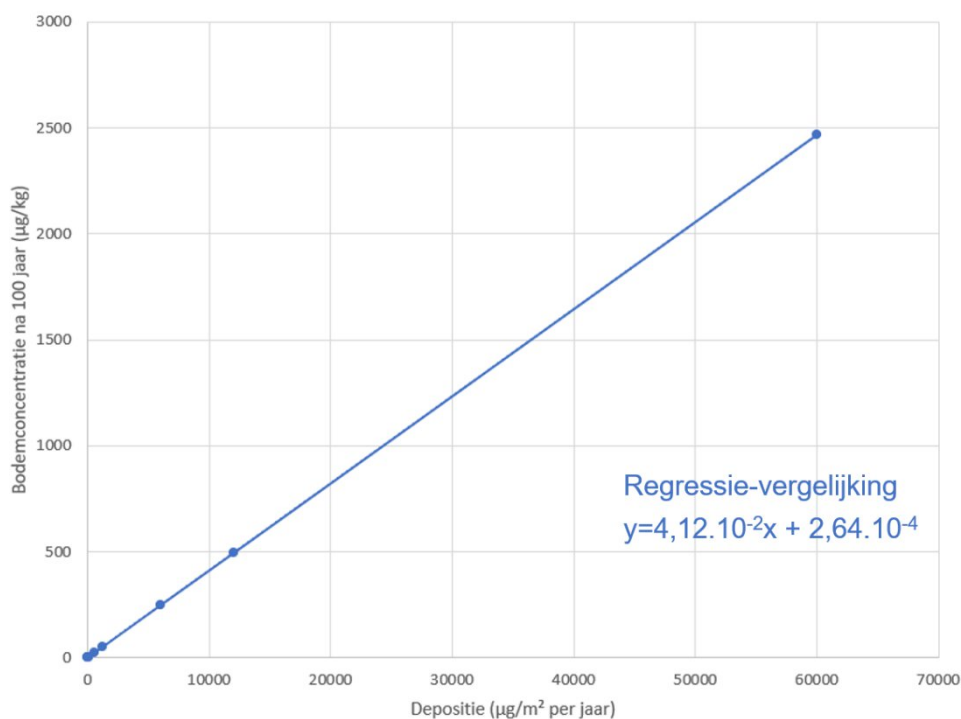
Figuur 13 toont aan dat, onafhankelijk van de depositie, de grondwaterconcentraties een steady-state situatie bereiken na ongeveer 20 jaar. De depositie bepaalt wel de concentratie van de steady-state situatie.



Figuur 13 Evolutie van berekende PFOS-concentratie in het grondwater voor verschillende toetsingswaarden. De figuren tonen de grondwaterconcentraties voor de simulaties zonder achtergrondwaarde.

#### 4.1.4 Berekening van bodemconcentraties ten gevolge van depositie van PFOS voor gebruik in S-Risk

Om een beter zicht te krijgen op de relatie tussen deposities van PFBA/PFOS en bodemconcentraties na 100 jaar, werd voor een range van depositiewaarden de gemiddelde bodemconcentratie na 100 jaar berekend. De opgelegde range in depositiewaarden varieerde tussen 6 en 60.000  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  per jaar. In de simulaties wordt dus jaarlijks een concentratie afgezet tussen de 6 en 60.000  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  gedurende een periode van 100 jaar. De resulterende bodemconcentraties na 100 jaar werden berekend voor de top 30 cm. Het model S-Risk gebruikt deze bodemconcentratie om o.a. de concentraties in gewassen te berekenen. Figuur 14 toont de gesimuleerde bodemconcentraties (uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ ) na 100 jaar in functie van de depositiewaarden (uitgedrukt in  $\mu\text{g}/\text{m}^2$  per jaar) voor PFOS. De figuur duidt op een sterk lineair verband tussen de deposities en bodemconcentraties.



*Figuur 14 Verband tussen PFOS-deposities en gesimuleerde bodemconcentraties na 100 jaar in de top 30 cm van het bodemprofiel.*

## 4.2 S-Risk – humane blootstelling

Voor de uitvoering van de S-Risk berekeningen is het verzamelen van de invoergegevens voor het model, het uitvoeren van een gevoeligheidsanalyse en de validatie van het model vereist.

### 4.2.1 Invoergegevens voor PFOS in S-Risk

Voor de berekening van toetsingswaarden voor depositie voor PFOS wordt vertrokken van de data verzameld voor het opstellen van bodemnormen (Van Holderbeke *et al.*, 2020; Touchant *et al.*, 2022). Deze data worden waar nodig geüpdatet of aangevuld.

Voor het opstellen van bodemnormen wordt standaard geen rekening gehouden met blootstelling via eieren. Via een literatuurstudie en analyse van beschikbare data werd getracht om BTFs voor eieren af te leiden. Een andere piste is om de concentratie in eieren te bepalen op basis van de bodemconcentratie en dit aan de hand van een regressiemodel (Lasters *et al.*, 2023).

#### 4.2.1.1 PFOS blootstelling via voeding en concentraties in levensmiddelen

In S-Risk worden geen afzonderlijke concentraties en consumptiegegevens van levensmiddelen ingevoerd, maar wordt de totale blootstelling via voeding ingevoerd. Vervolgens wordt de blootstelling via zelf geteelde producten (op basis van literatuurdata) afgetrokken van de totale blootstelling via voeding en vervangen door berekende (en dus milieuconcentratie afhankelijke) concentraties in levensmiddelen van eigen teelt.

Er is een beperkte hoeveelheid informatie beschikbaar over de blootstelling aan PFAS via voedsel, en ook de gegevens over PFAS-concentraties in voedsel zijn schaars.

Tussen 2021 en 2023 werd het FLUOREX-project (RF 21/6350) uitgevoerd, gerealiseerd door Sciensano en gefinancierd door de Belgische Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu. Dit project was gericht op de beoordeling van de blootstelling aan perfluoralkylstoffen als vervolg op de bekommernissen die in de recente opinie van de EFSA naar voren werden gebracht ("Exposure assessment of perfluoralkyl substances as follow-up on the concerns raised in the recent opinion of EFSA"). In FLUOREX werden de concentraties van onder andere PFOS in verschillende voedingsmiddelen uit Belgische winkels gemeten en gecombineerd met de consumptiegegevens van de Belgische Voedselconsumptiepeiling 2014 (De Ridder *et al.*, 2016). De gegevens zijn nog niet door Sciensano gepubliceerd, en worden daarom ook niet in dit rapport getoond.

Voor de berekeningen van toetsingswaarden voor depositie wordt de voorkeur gegeven aan de FLUOREX data. De reden hiervoor is dat de resultaten gebaseerd zijn op lage LOQ's, de analyses recent uitgevoerd werden, de consumptiegegevens van de meest recent gepubliceerde voedselconsumptiepeiling voor België gebruikt werden en alle levensmiddelen aangekocht werden in België.

Daarnaast worden ook een aantal scenario's doorgerekend met de blootstellingsgegevens gepubliceerd door het EFSA CONTAM Panel (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020). Deze gegevens zitten standaard in het S-Risk model en werden ook gebruikt voor de afleiding van de bestaande BSN.

#### 4.2.1.2 PFOS concentraties in het milieu

##### 4.2.1.2.1 Bodem (achtergrond)

De streefwaarde voor PFOS in bodem werd bepaald in Touchant *et al.* (2021) en bedraagt 1,5 µg/kg ds. De streefwaarde is het 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden.

##### 4.2.1.2.2 Buitenlucht

Peters *et al.* (2022) voerden in samenwerking met VMM een studie uit naar de **totale depositie** (= droge en natte depositie) van PFAS. Ze deden dit zowel op verschillende meetlocaties in de buurt van 3M, als op een achtergrondlocatie in Dessel. Voor PFOS bekomen ze een gemiddelde totale depositie van **5,8 ng/m<sup>2</sup>.dag** op de **achtergrondlocatie**. Deze waarde is een gemiddelde over 6 maanden en wordt verder achtergronddepositie genoemd<sup>19</sup>. De PFOS-depositie in de buurt van 3M en de Oosterweelwerf waren verhoogd ten opzichte van de achtergrond (min. 4,5, max. 48,5, gemiddeld 13,2 ng/m<sup>2</sup>/dag). Aan de kust bemonsterden ze ook de depositie van PFOS, op 2 locaties en gedurende 3 periodes (03/08-01/09/2022, 01/09-28/09/2022 en 28/09-13/10/2022). Dit gaf in Zoute deposities van 31,91; 108,16; 3,69 ng/m<sup>2</sup>.dag en in Duinbergen 36,95; 94,05; 7,39 ng/m<sup>2</sup>/dag. Het gemiddelde van deze 6 waarden is 47,03 ng/m<sup>2</sup>/dag, maar de meetwaarden voor PFOS kunnen sterk variëren (Berghmans *et al.*, 2023).

Peters *et al.* (2022), en verdergezet door VMM in 2022-2023, bemonsterden ook PFOS (totaal) in **zwevend stof**. Op de achtergrondlocatie in Dessel waren 52 van de 76 metingen boven de detectielimiet, in de periode juli 2021 tot maart 2023. Indien enkel de waarden boven

---

<sup>19</sup> De achtergronddepositie is niet gelijk aan de gemiddelde depositie per bestemmingstype, zie verder paragraaf 4.4.1. Deze waarde wordt gebruikt om het S-Risk model te valideren en om te vergelijken met berekende toetsingswaarden

de detectielimiet gebruikt worden, krijgen we volgende waarden (min; gemiddelde; max): 0,0002; 0,0011, 0,0212 ng/m<sup>3</sup>. Indien de waarden onder de detectielimiet (DL) gelijkgesteld worden aan 0 of aan de detectielimiet krijgen we volgende waarden (min; gemiddelde; max): 0,0000; 0,0008; 0,0212 ng/m<sup>3</sup> (<DL = 0) en 0,0001; 0,0013; 0,0212 ng/m<sup>3</sup> (<DL = DL).

In **omgevingslucht**, wat een combinatie is van zwevend stof en gasvormig, werden ook PFOS-concentraties gemeten. Dit is een studie uitgevoerd door VITO in opdracht van Departement Omgeving. Op twee kustlocaties (Zoute en Duinbergen) samen werd een concentratie in omgevingslucht gemeten van (min; gemiddelde; max): 0,0118; 0,0283; 0,0667 ng/m<sup>3</sup>. Op een aantal monsters werden de filter (zwevend stof) en het polyurethaanschuim (PUF, gasvormig) apart geanalyseerd. Hierbij wordt opgemerkt dat de filterefficiëntie nooit 100% is voor stoffracties met verschillende deeltjesgrootte, waardoor er dus waarschijnlijk ook een (beperkte) hoeveelheid stofvormig PFOS gecapteerd is op PUF. Voor de 3 geanalyseerde monsters bevindt 7,9%, 4,1% en 11,1% zich op de PUF, of in de gasvormige fase (Berghmans *et al.*, 2023). Dit geeft een geometrisch gemiddelde van 7,11%, en een  $\varphi = 0,929$  (zie 2.1.1).

Hieruit halen we de achtergronddepositie van **5,8 ng PFOS/m<sup>2</sup>.dag** en de  $\varphi = 0,929$  die we nodig hebben om deposities om te zetten in concentraties in de gasfase en deeltjesfase die we invoeren in S-Risk.

#### 4.2.1.3 PFOS transfer naar ei

Su *et al.* (2017) vermelden concentraties van verschillende PFAS in zowel eigeel, eiwit als volledige eieren. Ze geven echter geen data weer over concentraties in het voeder of de bodem, waardoor geen transferfactoren berekend kunnen worden.

Fernandes *et al.* (2019) geven concentraties weer in zowel het materiaal waarop legkippen opgekweekt werden, als in de volledige eieren. Gezien er geen maat voor de opname van het materiaal zelf gegeven wordt kan geen BTF berekend worden.

Ghelli *et al.* (2019) verzamelden data over de gehalten van 4 verschillende PFAS in eieren in Italië. Ze deden dit op verschillende plaatsen en maakten een verdere opdeling op basis van hoe de kippen opgekweekt werden. Voor de individuele locaties worden echter geen meetwaarden in de bodem en/of het voedsel vermeld, waardoor geen transferfactoren berekend kunnen worden.

EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020) vermelden geen transfers naar eieren.

Göckener *et al.* (2020) en Kowalczyk *et al.* (2020) bespreken dezelfde studie, waarbij de focus in Göckener *et al.* (2020) meer ligt op de analysemethodes en bij Kowalczyk *et al.* (2020) meer op de toxicokinetiek, inclusief de transferfactoren. Voor het experiment gebruikten ze 12 Lohmann Brown legkippen van 6 maanden oud in een kooi van 16 m<sup>2</sup>. De eerste 14 dagen werd aan de kippen ongecontamineerd voeder gegeven ([PFAS] < LOD), zodat de kippen konden wennen aan de omgeving voor de start van het experiment. Daarna werden alle kippen gevoederd met een PFAS-gecontamineerd voeder gedurende 25 dagen. De dagelijkse voederinname werd gemeten als het verschil tussen het voedergewicht aan het begin en einde van elke dag (gemiddeld 117,1 g/(kip×dag)). Deze gemiddelde dagelijkse voederinname gaf een gemiddelde dagelijkse dosis van 2,8 ± 0,4 µg PFOS/(kip×dag) en 5,0 ± 0,7 µg PFBA/(kip×dag). Na 25 dagen werden 4 kippen geslacht, waarna de overige 8 kippen gedurende 42 dagen een PFAS-vrij voedermengsel kregen. Tijdens het experiment werden om de twee dagen eieren verzameld en elk ei werd opgesplitst in eiwit, eigeel en schaal. Per staalnamedag van de eieren werd het eiwit en het eigeel samengenomen voorafgaand aan de analyse. In het eiwit werden enkel sporen van bepaalde PFAS teruggevonden (PFBS, PFHxS, PFOA en PFOS), bijna alle PFAS (99%) bevonden zich in het eigeel. Om deze reden berekenen de auteurs de transfer van voeder naar eigeel. Voor PFOS rapporteren ze zowel een *apparent transfer rate* als een *corrected transfer rate* (beiden eenheidsloos). De *apparent transfer rate* voor PFOS is bij steady state (na 25 dagen) <3,15, wat er op zou wijzen dat er

veel meer PFOS uitgescheiden wordt dan er uit het voeder opgenomen wordt. De verklaring hiervoor is dat er in het voeder ook precursoren van PFOS (MeFOSAA, EtFOSAA, FOSAA en FOSA) gemeten werden. Wanneer deze 4 precursoren en de hoeveelheid PFOS samen in rekening gebracht worden geeft dit een *corrected transfer rate* van 0,99; een bijna volledige transfer. Om deze *transfer rate* om te rekenen naar een *transfer factor* (TF) geven de auteurs volgende formule:

$$TF_{ss} = \frac{TR_{ss} \times w_{voeder}}{w_{eigeel} \times LP},$$

waarbij  $w_{voeder}$  het gewicht van het ingenomen voeder is (117,1 g/dag),  $w_{eigeel}$  het gewicht van het eigeel (17,0 g/ei) en LP de leggerperformantie (0,9066 ei/dag) (Kowalczyk *et al.*, 2020). Voor PFOS geeft dit een  $TF_{ss} = 7,522$  (g PFOS in voeder/dag)/(g PFOS in eigeel/dag). Bij het omrekenen van deze  $TF_{ss}$  naar een BTF in de eenheden die S-Risk gebruikt komt dit neer op een BTF van 2,44 (mg PFOS/kg vg ei)/(mg PFOS in voeder/dag). Dit lijkt aan de lage kant in vergelijking met de opname vanuit de bodem. Een rechtstreekse manier om een BTF te berekenen uit hun data is op basis van de PFOS dosis en de concentratie in eieren. De PFOS dosis is  $2,8 \pm 0,4$  µg PFOS/kip per dag en de concentratie PFOS in eigeel bij steady state (na 25 dagen) is  $560,7 \pm 4,2$  µg PFOS/kg vg eigeel (Kowalczyk *et al.*, 2020). Bij een gemiddeld eigeelgewicht van 17,0 g en gemiddeld eigewicht van 60,6 g geeft dit een BTF van 56,18 (mg PFOS/kg vg ei)/(mg PFOS in voeder/dag). Deze berekening houdt geen rekening met de eventuele bijdrage van PFOS-precursoren in de voeding.

Wilson *et al.* (2020) kweekten 119 Hy-Line Brown legkippen op in 5 verschillende groepen (groep 1 & 2:  $n = 22$ ; groep 3-5:  $n = 25$ ), waarvan 1 controlegroep en 4 groepen met verschillende toegevoegde PFAS-concentraties in het drinkwater (0,3; 3; 30 of 300 µg/l). De legkippen werden individueel in kooien gehuisvest om zo elk ei te kunnen linken aan één kip. Elke dag werden de eieren verzameld en gemerkt, en 6 eieren per groep werden om de twee dagen naar het laboratorium verstuurd voor analyse. De kippen werden gedurende 61 dagen blootgesteld aan het gecontamineerde water. Na 24-30 dagen bereikte het niveau van PFAS in de eieren een plateau (steady state). De transferfactor wordt uitgedrukt als mg PFAS in het eetbare gedeelte van de eieren per dag, gedeeld door de gemiddelde dagelijkse PFAS-inname in mg/dag. Hiervoor worden de waarden tijdens de plateaufase gebruikt. Voor PFOS werden transferfactoren van 1,1; 1,1; 1,1 en 1,3 berekend voor de verschillende drinkwaterconcentraties. Voor PFOS is de concentratie in eigeel gelijk aan de concentratie in het volledige ei. Om deze transferfactoren om te zetten in de eenheden van S-Risk wordt volgende berekening uitgevoerd:

$$BTF_{water-ei} = \frac{TF_{groep2}}{\frac{100 \text{ g ei vg}}{86.6 \text{ g ei eetbaar}} \times 0.965 \frac{\text{eieren}}{\text{dag}} \times 0.0642 \frac{\text{kg}}{\text{ei}}} = 15.38 \frac{\frac{\text{mg PFOS ei}}{\text{kg vg ei}}}{\frac{\text{mg PFOS water}}{\text{dag}}}$$

Lasters *et al.* (2022) beschrijven PFAS-gehalten in kippeneieren in functie van afstand tot een fabriek die fluorochemicaliën produceert, van leeftijd van de kippen en van dieet. Hierbij worden echter geen gepaarde metingen van voeder, bodem en/of water gegeven waardoor geen transferfactoren berekend kunnen worden.

Gao *et al.* (2023) namen stalen van kippeneieren, weefsels, feces, water, voeder en bodem/stof op 3 verschillende locaties, allen op 1 of 2 km van een fabriek die fluorochemicaliën produceert. Op elk van de locaties werden stalen van 3 kippen genomen. Hoewel ze vermelden dat ze bodem/stofstalen hadden, halen ze zelf bij de resultaten aan dat de verschillen in PFAS-niveaus in water en voeder het verschil in weefsels, eieren en feces niet kunnen verklaren en dat dit dus waarschijnlijk door de bodem komt. Daarna vermelden ze echter dat ze deze bijdrage niet nauwkeurig kunnen berekenen. Hierdoor kan geen betrouwbare transferfactor berekend worden.

Lasters *et al.* (2023) leidden regressiemodellen af om PFAS-concentraties in eieren te kunnen voorspellen op basis van bodemconcentraties en -eigenschappen. Voor PFOS ziet de vergelijking er als volgt uit:

$$\begin{aligned} & \ln([\text{PFOS ei}]) \\ &= 36,6 + 1,07 \times \ln([\text{PFOS bodem}]) + 23,2 \times \ln([\text{Fe}^{3+}]) - 0,934 \times \ln(\text{TOC}) - 37,2 \\ & \times \ln(\text{kleigehalte}) - 17,5 \\ & \times \ln(\text{pH}) + 5,52 \times \ln([\text{Mn}^{2+}]) - 7,92 \times \ln([\text{Al}^{3+}]) + 18,7 \times \ln(\text{pH}) \times \ln(\text{kleigehalte}) \end{aligned}$$

met:

- [PFOS ei]: concentratie PFOS in ei (ng/g vg)
- [PFOS bodem]: concentratie PFOS in bodem (ng/g ds)
- [Fe<sup>3+</sup>]: de ijzerconcentratie (meq/100 g ds bodem). Deze bedraagt gemiddeld 0,024 in de publicatie van Lasters *et al.* (2023). In S-Risk zijn de eigenschappen van de standaard bodem in dezelfde eenheden niet gekend.
- TOC: totaal organisch koolstofgehalte (%), in S-Risk de 'organische koolstoffractie' genoemd. Gemiddeld 2,78% in de publicatie, in S-Risk is dit voor een standaardbodem 1,16%
- kleigehalte: kleigehalte in de bodem (%). Gemiddeld 2,02% in de publicatie en 10% bij de standaardbodem in S-Risk.
- pH: de pH<sub>KCl</sub>. Gemiddeld 6,58 in de publicatie en 5 bij de standaardbodem in S-Risk.
- [Mn<sup>2+</sup>]: de mangaanconcentratie (meq/100 g ds bodem). Gemiddeld 0,134 in de publicatie, geen waarde voor in de standaardbodem in S-Risk.
- [Al<sup>3+</sup>]: de calciumconcentratie (meq/100 g ds bodem). Gemiddeld 0,052 in de publicatie. In S-Risk zijn de eigenschappen van de standaard bodem in dezelfde eenheden niet gekend.

Doordat de kationconcentraties niet beschikbaar zijn in de juiste eenheden werd via persoonlijke communicatie met dr. Lasters een formule bekomen zonder de kationconcentraties:

$$\begin{aligned} & \ln([\text{PFOS ei}]) \\ &= 40,28 + 1,10 \times \ln([\text{PFOS bodem}]) + 0,085 \times \ln(\text{TOC}) - 44,29 \times \ln(\text{kleigehalte}) - 20,21 \\ & \times \ln(\text{pH}) + 22,52 \times \ln(\text{pH}) \times \ln(\text{kleigehalte}) \end{aligned}$$

De uitkomst van deze vergelijking moet met voorzichtigheid geïnterpreteerd worden in deze studie. In de studie van (Lasters *et al.*, 2023) is het bereik van het kleigehalte 0,933 – 3,84%, terwijl voor een standaardbodem in S-Risk 10% gebruikt wordt. Het bereik voor de pH is 5,23 – 7,54, terwijl voor een standaardbodem in S-Risk een pH van 5 gebruikt wordt. Beide parameters hebben een relatief grote coëfficiënt in de vergelijking ten opzichte van de andere parameters, en kunnen dus een grote invloed hebben, zeker als de parameterwaarden buiten het bereik van de oorspronkelijke studie van (Lasters *et al.*, 2023) vallen.

Uit verschillende andere studies, de meeste niet gepubliceerd als peer-reviewed papers, zijn wel gekoppelde data over de niveaus in bodem en eieren beschikbaar. Het gaat over de recente 'Jongerenstudie HBM 3M' (Consortium UAntwerpen, VITO, PIH, UHasselt en VUB, 2023), ongepubliceerde data van de Universiteit Antwerpen (Lasters *et al.*), de PFAS@Home studie (Colles *et al.*, 2022), de ERM studie en een oudere, gepubliceerde studie van (D'Hollander *et al.*, 2011). Om uit deze data een BTF af te leiden van bodem naar eieren worden enkele aannames gedaan:

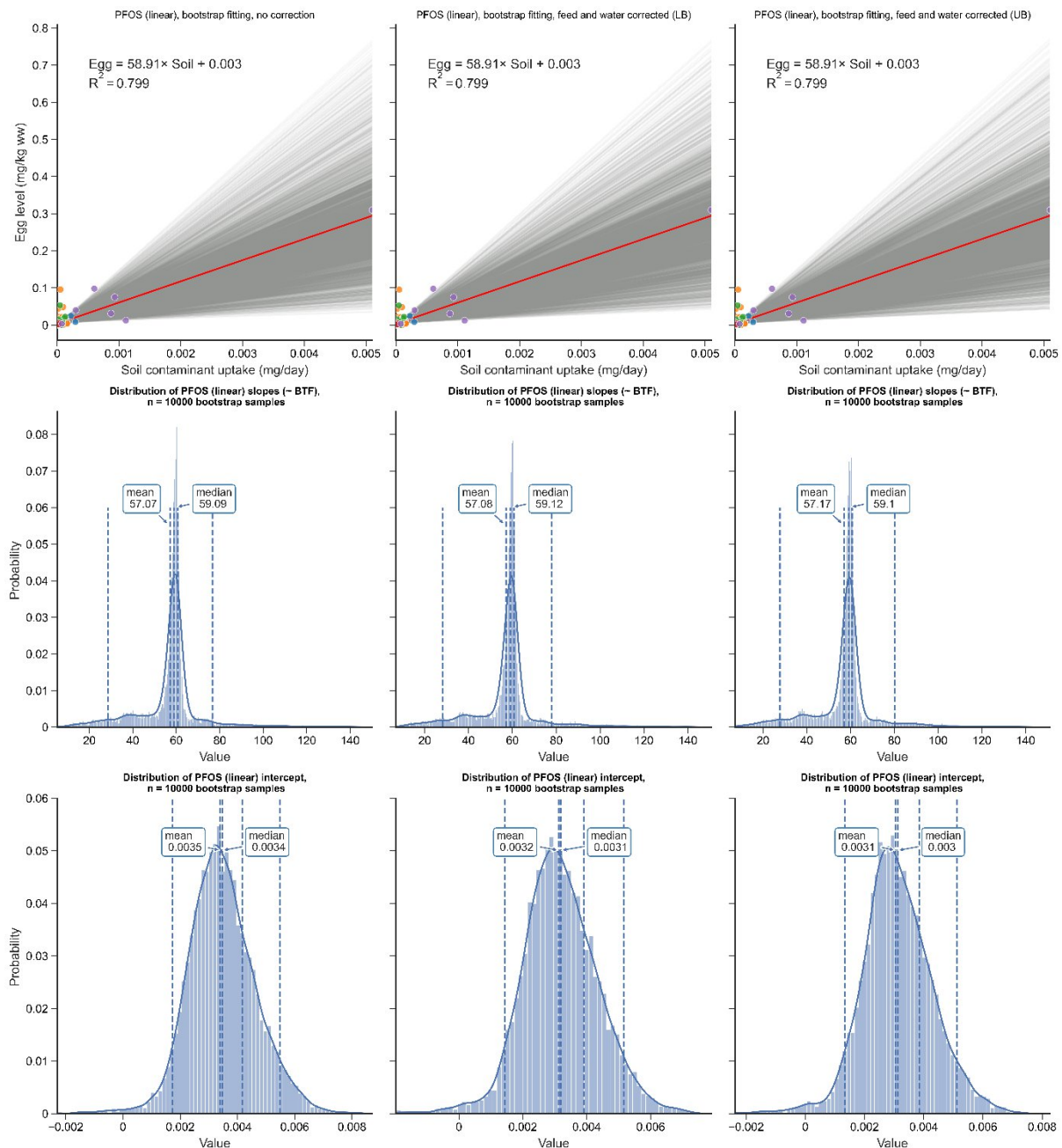
- Opname bodem is 30 g ds/dag (Cornelis *et al.*, 2022)
- Voederopname is 123 g ds/dag (Cornelis *et al.*, 2022)

- Wateropname is 0,2 L/dag
- Het gewicht van een ei is 60 g, waarvan 19,2 g van de dooier (Van Raamsdonk *et al.*, 2007; Kowalczyk *et al.*, 2020)
  - De PFAS-concentratie in eieren is niet enkel door opname vanuit de bodem, opname vanuit het drinkwater en het voeder spelen ook een rol. Hiervoor wordt telkens de data uit het rapport zelf genomen indien beschikbaar, anders wordt de data uit (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020) (voeder en water) en D'Hollander *et al.* (2011) gebruikt (enkel water, zowel regen- als drinkwater).
  - Wilson *et al.* (2020) berekenden transferfactoren van water naar eieren. Voor PFOS vonden ze 1,1; 1,1; 1,1 en 1,3 (mg PFOS in eetbaar gedeelte van ei/dag)/(mg PFOS-inname/dag) voor waterconcentraties van respectievelijk 0,3; 3; 30 en 300 µg/l. Ze rekenen enkel met het eetbare gedeelte van het ei, terwijl S-Risk rekening houdt met het versgewicht van het volledige ei. In het onderzoek zeggen ze dat het niet-eetbare deel 13,4% van het totale eigewicht uitmaakt, dat de legprestatie 0,965 eieren/hen/dag is en het gemiddelde eigewicht 64,2 g/ei (behandelingsgroep 2). Het omrekenen van deze transferfactoren naar S-Risk eenheden geeft 15,38 (mg PFOS in ei/kg vg ei)/(mg PFOS water/dag). Ze rekenen dit enkel uit voor PFOS, niet voor PFBA.

Voor elk van deze studies werden de meetwaarden omgerekend naar de eenheden die gebruikt worden in S-Risk voor de BTF voor eieren: (mg/kg vg)/(mg/dag). Indien nodig werden de meetwaarden gecorrigeerd voor de inname via voeder en water op basis van de transferfactor voor water (enkel PFOS, Wilson *et al.* (2020) en de waarden in voeder van (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020). Voor de verdere berekening van een BTF-waarde werden de meetwaarden uit het hotspotgebied in Zwijndrecht rond 3M weggelaten, om een meer realistisch beeld van de transfer in een achtergrondgebied te krijgen.

Om de BTF te schatten werd de concentratiedata PFOS in eieren uitgezet als functie van de bodemopname (Figuur 15). De helling van het geschatte model die de relatie tussen deze waarden beschrijft kan men beschouwen als de BTF. Door de beperkte hoeveelheid data en de grote variatie werd geopteerd om de techniek 'bootstrapping' te gebruiken. Hierbij wordt  $n$  (hier 10 000) keer een rechte door de data gefit, waarbij verschillende combinaties van de data gebruikt worden. Hierdoor vermindert de invloed van uitschieters op de uiteindelijke geschatte waarde van de BTF. Een bijkomend voordeel is dat het ook mogelijk is om de betrouwbaarheid van deze BTF in te schatten. In Figuur 15 worden 3 kolommen weergegeven, waarbij de eerste kolom niet-gecorrigeerde data weergeeft, de middelste kolom de data gecorrigeerd voor water- en voederopname op basis van de EFSA lower bound data (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020), en de rechterkolom de data gecorrigeerd voor water- en voederopname op basis van de EFSA upper bound data (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020). Voor elk van deze kolommen wordt telkens de verdeling van de hellingen ( $\sim$ BTF) uit de bootstrap methode weergegeven (middelste rij) en de verdeling van het intercept uit de bootstrap methode (onderste rij).

In tegenstelling tot PFBA kan voor PFOS wel een betrouwbare, weinig variabele BTF afgeleid worden voor PFOS op basis van de beschikbare data. Deze wordt als 58,91 (mg PFOS/kg vg)/(mg PFOS inname bodem/dag) berekend.



**Figuur 15** Concentratie PFOS in eieren in functie van de bodemopname. Enkel de meetwaarden boven LOQ zijn opgenomen. De grijze lijnen geven telkens een individuele 'fit' van de bootstrapmethode weer, terwijl de rode lijn de fit van de standaard lineaire regressie weergeeft. De linkerkolom geeft de niet-gecorrigeerde data weer, de middelste kolom de data gecorrigeerd voor water- en voederopname op basis van de EFSA lower bound data (EFSA CONTAM Panel et al., 2020), en de rechterkolom de data gecorrigeerd voor water- en voederopname op basis van de EFSA upper bound data (EFSA CONTAM Panel et al., 2020). De correcties maken weinig verschil, en de piek van de hellingen is eenduidig en smal (middelste rij), wat wijst op een hoge betrouwbaarheid van de BTF voor PFOS vanuit de bodem naar eieren.



#### 4.2.1.4 Samenvatting - Stoffenfiche PFOS

Voor de berekeningen voor PFOS in S-Risk wordt gebruik gemaakt van dezelfde parameters als voor het opstellen van bodemnormen (Van Holderbeke *et al.*, 2020; Touchant *et al.*, 2022), zie ook de stoffenfiche in Tabel 30. Bijkomend zijn concentraties in eieren berekend enerzijds via transferfactoren gebaseerd op analysedata en anderzijds via berekeningen gebaseerd op het model van Lasters *et al.* (2023). Voor het berekenen van de voorstellen voor bodemnormen werd gebruik gemaakt van de consumptiedata en concentraties in EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020), voor het berekenen van toetsingswaarden voor depositie baseren we ons bijkomend op de data van FLUOREX<sup>20</sup>.

Tabel 30: Stoffenfiche voor PFOS (Van Holderbeke *et al.*, 2020; Touchant *et al.*, 2022)

PARAMETER	UNIT	VALUE	SOURCE
Naam		Perfluorooctaansulfonzuur	
CAS nr.		1763-23-1 217-179-8	
Type		organisch	
Dissociërend		nee <sup>(1)</sup>	
Zuurconstante (pKa)		-3.27	Brooke <i>et al.</i> (2004)
Molmassa	g/mol	500,126	
Oplosbaarheid	mg/l	370 (K-zout) <sup>(2)</sup>	OECD (2002), zoet water, 20°C verondersteld
Dampdruk	Pa	3,31×10 <sup>-4</sup> (K-zout) (20°C)	OECD (2002)
Henry-coëfficiënt	Pa m <sup>3</sup> /mol	4,474×10 <sup>-4</sup> (K-zout) (20°C)	Berekend in S-Risk op basis van oplosbaarheid en dampdruk
Log K <sub>ow</sub> <sup>21</sup> K <sub>ow</sub>	g/g	4,49 (berekende waarde) <sup>(3)</sup> 30902,95	EpiSuite
Log K <sub>oc</sub> K <sub>oc</sub>	dm <sup>3</sup> /kg	2,57 (anion) 371,54	Higgins and Luthy (2006)
Log K <sub>oa</sub>	g/g	- <sup>(4)</sup>	optional in S-Risk
BCF	(mg/kg dm)/(mg/m <sup>3</sup> )	zie Tabel 31	
Dpe	m <sup>2</sup> /d	1×10 <sup>-7</sup> (standaard waarde)	Based on Vonk (1985) and Lijzen <i>et al.</i> (2011)
Dpvc	m <sup>2</sup> /d	1×10 <sup>-10</sup> (Dpe/1000)	Cornelis <i>et al.</i> (2022)
Diffusiecoëfficiënt lucht (Da)	m <sup>2</sup> /d	0,3368	Berekend in S-Risk op basis van molmassa
Diffusiecoëfficiënt water (Dw)	m <sup>2</sup> /d	-	Berekend in S-Risk op basis van molmassa
Kp	[cm/h]	9,5×10 <sup>-7</sup> (AFPO)	Washburn <i>et al.</i> (2005)

<sup>20</sup> De blootstellingsgegevens die gebruikt werden in de schatting, werden verkregen uit het FLUOREX-project (RF 21/6350), gerealiseerd door Sciensano en gefinancierd door de Belgische Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu.

<sup>21</sup> Wordt ingegeven in S-Risk maar niet verder gebruikt voor de berekeningen omwille van grote onzekerheid op deze parameter

FA	-	1	Cornelis <i>et al.</i> (2022)
ABS dermaal bodem/stof	-	0	Xiao <i>et al.</i> (2015)
BTF rundsvlees	d/kg	0,071	Vestergren <i>et al.</i> (2013)
BTF schapenvlees	d/kg	0,387	(Kowalczyk <i>et al.</i> , 2012)
BTF lever	d/kg	0,441	Vestergren <i>et al.</i> (2013)
BTF nier	d/kg	1,201	(1) Kowalczyk <i>et al.</i> (2013)
BTF melk	d/kg	0,021	Vestergren <i>et al.</i> (2013)
BTF bodem - ei	d/kg	58,91	Berekend in dit rapport
BTF voeder - ei	d/kg	56,18	Berekend vanuit Kowalczyk <i>et al.</i> (2020)
Carcinogeniteit		Carc. 2	EC (2008)
Systemische effecten drempel <sup>(5)</sup>			
TDI oraal	mg/kg.d	$6,3 \times 10^{-7}$	EFSA 2020 TWI voor PFOS + PFOA + PFnA + PFHxS, wordt volledig toegewezen aan PFOS
TCL inhalatoir	[mg/m <sup>3</sup> ]	$2,21 \times 10^{-6}$	berekend uit TDI oraal <sup>22</sup>
TDI dermaal	mg/kg.d	$6,3 \times 10^{-7}$	= TDI oraal
Uitmidd elingsduur leeftijd		Volwassene (vrouwen vruchtbare leeftijd)	
Limiet in lucht	mg/m <sup>3</sup>	-	
Limiet in drinkwater	mg/m <sup>3</sup>	0,1	EC (2018)
Gewasnorm	mg/kg fw		
Vleesnorm			European Commission (2023)
Rundsvlees	mg/kg fw	$0,3 \times 10^{-3}$	
Schapenvlees	mg/kg fw	$1,0 \times 10^{-3}$	
Lever	mg/kg fw	$6,0 \times 10^{-3}$	
Nier	mg/kg fw	$6,0 \times 10^{-3}$	
Melk	mg/kg fw	-	
Boter	mg/kg fw	-	
Ei	mg/kg fw	$1 \times 10^{-3}$	
Achtergrond voeding	mg/kg lg dag	$7 \times 10^{-7}$ (1 - < 3 y)	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) Lower bound
		1 - < 3	$8,1 \times 10^{-7}$ EFSA CONTAM

<sup>22</sup> in S-Risk wordt de TCL van 2,21 ng/m<sup>3</sup> gebruikt (afgeleid van EFSA TWI – 70 kg lg, 20 m<sup>3</sup>/dag ademvolume). De toetsingswaarde 0,4 ng/m<sup>3</sup> is gebaseerd op dezelfde getallen maar met een allocatiefactor 20% voor lucht. In S-Risk is deze allocatiefactor niet nodig vermits de risicotetsing in S-Risk voor systemische effecten rekening houdt met de som van oraal/dermaal/inhalatoir

		3 - < 6	$3,3 \times 10^{-7}$	Panel <i>et al.</i> (2020) Lower bound  Of FLUOREX <sup>23</sup> data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
		6 - < 10	$3,3 \times 10^{-7}$	
		10 - < 15	$3,3 \times 10^{-7}$	
		15 - < 21	$3,3 \times 10^{-7}$	
		21 - < 31	$4,5 \times 10^{-7}$	
		31 - < 61 >=61	$4,9 \times 10^{-7}$	
			FLUOREX data (vertrouwelijk, niet getoond)	
Achtergrond aardappel	mg/kg fw		$3,74 \times 10^{-6}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond wortelgewassen	mg/kg fw		$3,081 \times 10^{-6}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond bolgroenten (ui, ...)	mg/kg fw		$3,081 \times 10^{-6}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond vruchtgroenten	mg/kg fw		$3,081 \times 10^{-6}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond kool	mg/kg fw		$3,081 \times 10^{-6}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB  Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond bladgroenten	mg/kg fw		$3,081 \times 10^{-6}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> ,

<sup>23</sup> De blootstellingsgegevens die gebruikt werden in de schatting, werden verkregen uit het FLUOREX-project (RF 21/6350), gerealiseerd door Sciensano en gefinancierd door de Belgische Federale Overheidsdienst Volksgezondheid, Veiligheid van de Voedselketen en Leefmilieu.

			2020) LB Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond peulvruchten	mg/kg fw	$3,081 \times 10^{-6}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond rundsvlees	mg/kg fw	$2,842 \times 10^{-5}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond orgaanvlees	mg/kg fw	$8,665 \times 10^{-4}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond melk	mg/kg fw	$7,67 \times 10^{-7}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond boter	mg/kg fw	$3,773 \times 10^{-6}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB (gelijkgesteld aan dierlijk vet) Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond eieren	mg/kg fw	$2,674 \times 10^{-4}$	(EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020) LB Of FLUOREX data Lower bound (vertrouwelijk, niet getoond)
Achtergrond buitenlucht	mg/m <sup>3</sup>	$1,4 \times 10^{-9}$	P50 waarde Cornelis <i>et al.</i> (2009)

Achtergrond binnenlucht	mg/m <sup>3</sup>	1,6×10 <sup>-9</sup>	Jahnke <i>et al.</i> (2007) in Cornelis <i>et al.</i> (2009)
Achtergrond drinkwater	mg/m <sup>3</sup>	0	Assimilated to zero since it is included in the intake estimation of (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020)
Achtergrond in bodem	µg/kg ds	1,5	Touchant <i>et al.</i> (2021), = 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden
Depositie achtergrond	ng/m <sup>2</sup> /dag	5,8	Peters <i>et al.</i> (2022) Wordt enkel gebruikt voor validatie en gevoeligheidsanalyse

(1) in S-Risk is 'nee' ingevuld omdat de Kd van dissociatieve stoffen wordt berekend uit log Kow, wat we willen vermijden; voor niet-dissociatieve stoffen wordt de Kd berekend uit de Koc

(2) De waarde van 370 mg/l wordt gegeven in OESO (2002) met verwijzing naar een rapport van 3M uit 1999, zonder vermelding van temperatuur. Het OESO-testprotocol voor oplosbaarheid (OESO-testrichtlijn 105) stelt dat de test bij voorkeur moet worden uitgevoerd bij 20 ± 0,5°C. Daarom wordt in S-Risk 20°C gebruikt.

(3) Log Kow is verplicht in S-Risk en wordt gebruikt om Kp, Koc en overdrachtsfactoren te berekenen, tenzij een experimentele waarde wordt ingevoerd. Voor deze drie parameters zijn experimentele waarden beschikbaar.

(4) Log Koa is optioneel in S-Risk, dat Koa gebruikt bij de berekening van de overdracht naar planten; aangezien hiervoor experimentele gegevens beschikbaar zijn, is een Koa-waarde niet nodig.

Tabel 31: Bioconcentratiefactoren naar groenten en gewassen voor PFOS

PLANT	BCF
<b>Aardappelen</b>	
aardappelen	<b>0,01</b>
<b>Wortel- en knolgewassen</b>	
Wortelen	<b>0,50</b>
Schorseneren	0,44 (= gemiddelde wortel- en knolgewassen)
Andere wortelgewassen (zoals radijs)	<b>0,38</b>
<b>Bolgewassen</b>	
Bolgewassen (zoals ui)	0,44 (= gemiddelde wortel- en knolgewassen)
Prei	0,44 (= gemiddelde wortel- en knolgewassen)
<b>Vruchtgewassen</b>	
Tomaat	<b>0,06</b>
Komkommer	<b>0,07</b>
Andere vruchtgewassen (zoals paprika)	0,065 (= gemiddelde vruchtgroenten)
<b>Kolen</b>	
Kool	0,44 (= gemiddelde wortel- en knolgewassen)
Bloemkool en broccoli	0,44 (= gemiddelde wortel- en knolgewassen)
Spruitjes	0,44 (= gemiddelde wortel- en knolgewassen)
<b>Bladgewassen</b>	
Sla	<b>0,56</b>
Veldsla	0,56 (= sla)
Andijvie	0,62 (= gemiddelde sla en selder)
Spinazie	<b>3,77</b>
Witlof	0,62 (= gemiddelde sla en selder)
Selder	<b>0,72</b>
<b>Peulvruchten</b>	
Bonen	0,03 (= erwten)
Erwten	<b>0,03</b>
<b>Grassen</b>	
Gras	<b>0,048</b>
<b>Granen</b>	
Mais	<b>0,003</b>

#### 4.2.2 Gevoeligheidsanalyse geselecteerde parameters

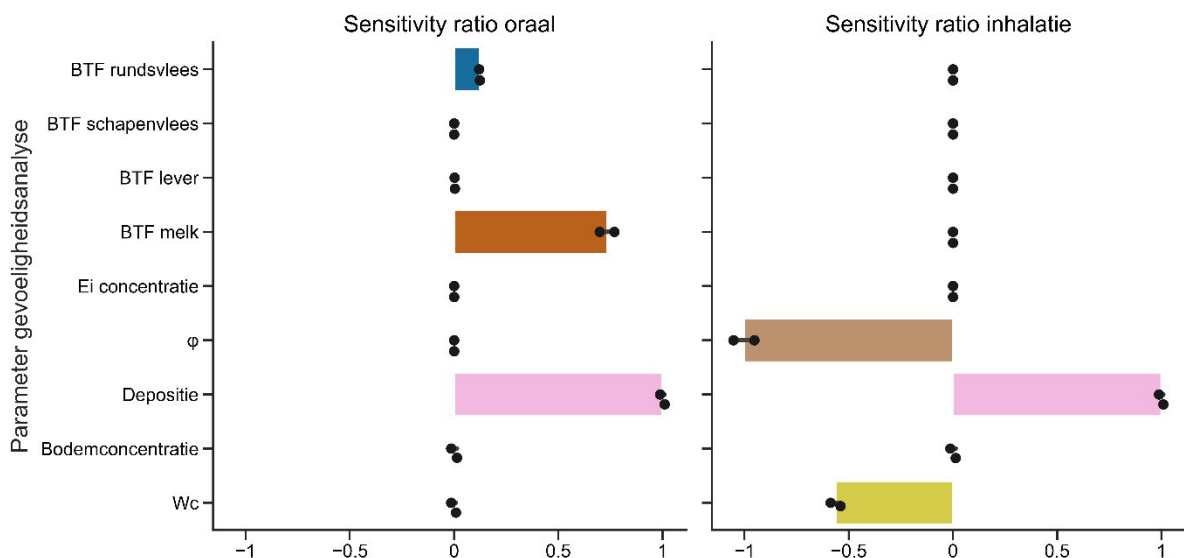
Voor de gevoeligheidsanalyse baseren we ons op de *sensitivity ratio* (SR) zoals beschreven in 3.2.2, p. 59.

We berekenen de SR voor orale, dermale en inhalatoire blootstelling voor volgende parameters van S-Risk, en dit zowel voor het landbouwscenario als het residentieel met moestuin scenario:

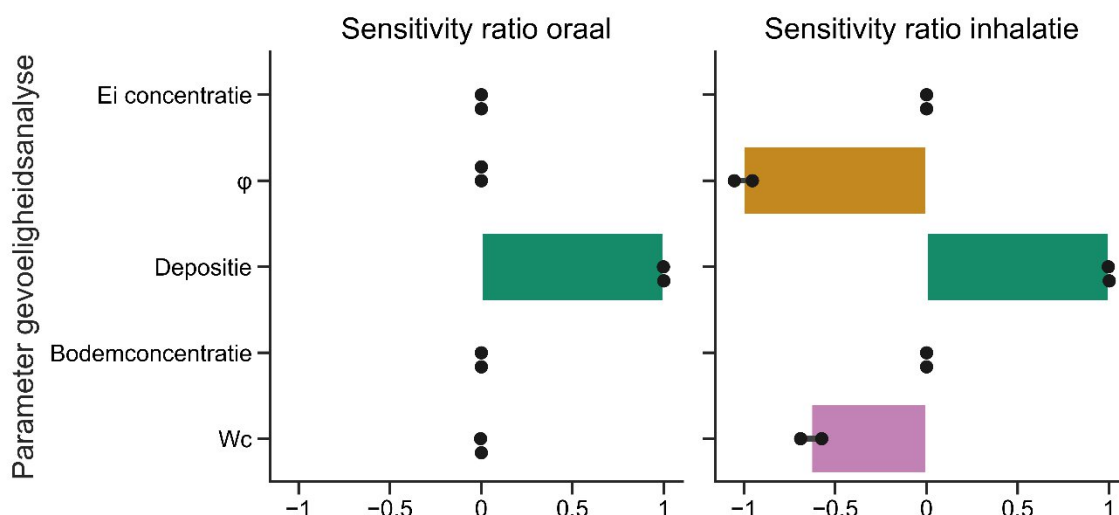
- BTF rundsvlees
- BTF schapenvlees

- BTF lever
- BTF melk
- Eiconcentratie
- $\varphi$ : de fractie geadsorbeerd op atmosferische aerosoldeeltjes, zie 2.1.1, p. 19
- $F_p$ : depositieflux van deeltjes, zie 2.1.1, p. 19
- Bodemconcentratie
- $W_c$ : volumetrische uitspoelfactor voor deeltjes (verhouding tussen de concentratie in neerslag en de atmosfeer, standaard  $5 \times 10^5$ , Tabel 25 S-Risk Technical Guidance document)

Hieruit blijkt dat de SR voor dermale blootstelling telkens te verwaarlozen is. De SR's voor de orale en inhalatoire blootstelling voor het landbouwscenario worden weergegeven in Figuur 16, en voor het residentieel met moestuin scenario in Figuur 17. De SR's werden berekend door telkens de parameterwaarde (bv. BTF rundsvlees) met 5% te verhogen en te verlagen ten opzichte van de aangenomen waarde in Tabel 30. Deze twee waarden worden telkens weergegeven in de figuren, samen met de gemiddelde waarde als een balk. Hieruit blijkt dat voor beide scenario's het model vooral gevoelig is voor  $\varphi$  (inhalatoir) en de depositieflux (oraal en inhalatoir). In het landbouwscenario is S-Risk gevoelig aan veranderingen in de BTF melk voor PFOS, maar in de totale orale blootstelling heeft melk slechts een beperkt aandeel. Wat hierbij opvalt is dat het model niet gevoelig is aan de eiconcentratie. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat de eiconcentratie op basis van de regressievergelijking van (Lasters *et al.*, 2023) bepaald wordt, en deze geeft een heel lage concentratie in het achtergrondscenario (zie ook 4.2.1.3, p. 87).



**Figuur 16** Gevoeligheidsanalyse voor geselecteerde parameters in S-Risk in het landbouwscenario voor PFOS. Dit wordt opgesplitst in gevoeligheid van de totale orale blootstelling en de inhalatoire blootstelling.



Figuur 17 Gevoeligheidsanalyse voor geselecteerde parameters in S-Risk in het scenario 'Wonen met moestuin' voor PFOS. Dit wordt opgesplitst in gevoeligheid van de totale orale blootstelling en de inhalatoire blootstelling.

#### 4.2.3 Validatie model

Vermits voor de invoerdata voor PFOS gebruik gemaakt werd van dezelfde data als voor het opstellen van bodemnormen, werd er geen afzonderlijke validatieoefening meer uitgevoerd. Net zoals voor PFBA moet ook bij de interpretatie van de berekende toetsingsnormen voor PFOS rekening gehouden worden met de onzekerheden op de berekeningen (zie 4.2.6.2). Wat bij het opstellen van bodemnormen niet meegenomen wordt is de transfer naar ei. Dit wordt in 4.2.1.3 besproken.

#### 4.2.4 Voorstel normenkader bodem voor PFOS

In S-Risk werden de data voor achtergrondblootstelling en de achtergrondconcentraties in plantaardige en dierlijke producten aangepast op basis van de data uit de recent uitgevoerde FLUOREX-studie (Joly *et al.*, 2024). In Tabel 3 worden deze resultaten vergeleken met de bodemsaneringsnormen gebaseerd op EFSA 2020 zoals voorgesteld in het bindend normenkader (Touchant *et al.*, 2022).

Tabel 32: Bodemsaneringsnormen o.b.v. FLUOREX 2024 versus EFSA 2020 ( $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ )

Bestemmingstype	Humane BSN FLUOREX 2024	BSN Bindend normenkader	BSN Ecotox	Humane BSN EFSA 2020
II (landbouw)	0,5	3,8*	3	0,2
III (wonen met moestuin)	14,7	4,9	18	4,9
V (zware industrie)	829	268	9100	268

\* Bijstelling BSN II o.b.v. de afleiding van de waarde vrij gebruik.

Daar BSN<sub>FLUOREX</sub> II van 0,5  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  ook in dit geval strenger is dan de streefwaarde van 1,5  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ , wijzigt de waarde vrij gebruik van 3  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  niet en ook BSN II van 3,8  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$  blijft behouden. Van de waarde vrij gebruik (3  $\mu\text{g}/\text{kg ds}$ ) gaat geen humaan risico uit in



woongebied, maar wel voor landbouw. Na invoering van de FLUOREX data blijkt uit de huidige berekeningen dat het gezondheidsrisico in landbouwgebied dat uitgaat van de waarde vrij gebruik nu iets lager is (RI = 6,34) terwijl dit in het bindend normenkader nog 6,92 bedroeg. Er dient wel opgemerkt te worden dat de aannames in het S-Risk model voor bestemmingstype landbouw momenteel zeer worst case zijn en de kans groot is dat het humane risico op basis van voorspellingen vanuit bodem naar planten en dierlijke producten overschat wordt.

#### 4.2.5 Opstellen en selectie scenario's voor doorrekening toetsingswaarden voor depositie PFOS

Alvorens toetsingswaarden voor depositie door te rekenen, worden een aantal door te rekenen scenario's besproken en ter goedkeuring voorgelegd aan opdrachtgever en stuurgroep. Hierbij wordt gestreefd naar een goede afstemming met 1) afleidingen voor andere toetsingskaders zoals het opstellen van bodemnormen die eveneens met S-Risk afgeleid worden, en 2) de afleiding van toetsingswaarden voor depositie voor andere zeer zorgwekkende stoffen zoals dioxines en dioxineachtige PCB's. Om deze reden wordt – waar relevant – hieronder voor de verschillende parameters eveneens besproken hoe de toetsing bij het opstellen van bodemnormen gebeurt.

Bij het opstellen van de scenario's dient rekening gehouden te worden met een aantal factoren zoals de verhouding van de GTW tot de blootstelling, het aandeel van commerciële voeding en voeding van eigen teelt in de blootstelling, de gezondheidskundig meest gevoelige bevolkingsgroepen en de mee te nemen transfer- en blootstellingsroutes in functie van het bestemmingstype.

##### 4.2.5.1 Gevoelige bevolkingsgroepen

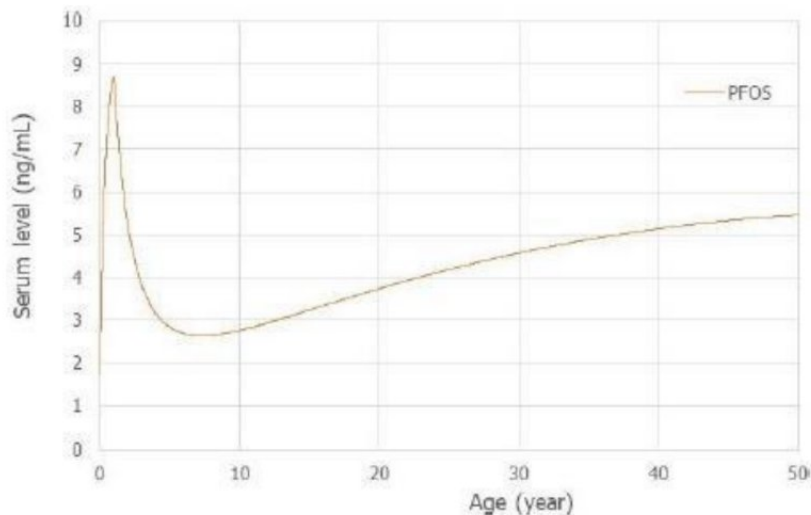
Bij het opstellen van **bodemnormen** wordt in S-Risk voor niet carcinogene drempel effecten de blootstelling voor 3 leeftijdsgroepen berekend en getoetst aan de geselecteerde gezondheidskundige toetsingswaarde. Deze leeftijdsgroepen zijn: 1 tot 6 jaar, 6 tot 15 jaar en ouder dan 15 jaar. Vermits de blootstelling per kg lichaamsgewicht voor jonge kinderen doorgaans hoger ligt dan voor adolescenten en volwassenen, is de leeftijdsgroep 1 tot 6 jaar de meest gevoelige leeftijdsgroep en worden de bodemnormen voor drempel effecten meestal bepaald door de blootstelling van deze leeftijdsgroep.

Een uitzondering op deze aanpak werd toegepast bij het opstellen van het bindend normenkader voor PFOS en PFOA (Touchant *et al.*, 2022). EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020) heeft het kritisch effect dat aan de basis ligt van de TWI voor PFOS, PFOA, PFHxS en PFNA (verminderde reactie van het immuunsysteem op vaccinatie bij zuigelingen na blootstelling) gekoppeld aan de blootstelling van moeders die borstvoeding geven, waardoor het realistischer is om de bodemnorm af te leiden voor vrouwen in de vruchtbare leeftijd dan voor kinderen van 1-6 jaar. S-Risk maakt echter geen onderscheid in de berekeningen tussen mannen en vrouwen en in applicatie I (gebruikt voor het opstellen van bodemnormen) is het niet mogelijk om berekeningen uit te voeren voor andere leeftijdsgroepen dan de 3 hierboven opgesomde leeftijdsgroepen. Om deze reden werd bij het opstellen van het bindend normenkader gekozen om voor PFOS en PFOA de toetsing voor bodemnormen uit te voeren voor de leeftijdsgroep ouder dan 15 jaar.

Voor het berekenen van toetsingswaarden voor depositie maken we gebruik van Applicatie II in S-Risk. De blootstelling in Applicatie II kan voor 10 verschillende leeftijdsgroepen<sup>24</sup>

<sup>24</sup>1 tot 3, 3 tot 6, 6 tot 10, 10 tot 15, 15 tot 21, 21 tot 31, 31 tot 41, 41 tot 51, 51 tot 61 en 61 jaar en ouder.

berekend worden, echter zonder onderscheid te maken tussen mannen en vrouwen. Voor PFOS hebben we gerekend voor de leeftijd 15-30 jaar. De onderbouwing voor deze keuze is dat de eerste 5 jaar als kind (1 - < 6 jaar; leeftijdsgroep kind in S-Risk) minder bijdragen aan de leeftijdsgewogen gemiddelde blootstelling dan de volgende 30 jaar van de 35-jarige moeder die een kind zoogt (zie grafiek hieronder: blootstelling aan PFOS in functie van de leeftijd, overgenomen van figuur 13 uit EFSA 2020). De 4-PFAS-TWI van EFA is van toepassing op vrouwen die borstvoeding geven, en is indirect beschermend voor de baby's.



*Figuur 18: Geschatte serumniveaus voor een vrouw blootgesteld in utero, via borstvoeding gedurende 12 maanden en vervolgens via voedselinname (aan 0,444 ng/kg lichaamsgewicht per dag) gedurende 49 jaar, overgenomen van EFSA CONTAM Panel et al. (2020) figuur 13.*

De keuze om tot 30 jaar te rekenen is gebaseerd op de gemiddelde leeftijd van de moeder bij de bevalling die in 2021 in Vlaanderen 31 jaar was (Goemaes *et al.*, 2022). Het aandeel moeders van 20-24 jaar is 8,1%, dat van 25-29 jaar is 32% en dat van 30-34 jaar is 40,1% (Goemaes *et al.*, 2021). De halfwaardetijd ( $t_{1/2}$ ) van PFOS in humaan serum bedraagt ongeveer 5 jaar (Tabel 15 in EFSA 2020). Van de toename aan PFOS in serum op 15-jarige leeftijd blijft na drie keer de halfwaardetijd, d.w.z. op de leeftijd van 30 jaar (de gemiddelde leeftijd van de primipara is 29,6 jaar) nog  $1/8^{\text{ste}}$  over; na twee keer de halfwaardetijd, d.w.z. op de leeftijd van 25 jaar (32% van de vrouwen wordt moeder op 25-29 jaar) nog  $1/4^{\text{de}}$  over. Hiermee is duidelijk dat bij zogende moeders de bijdrage aan de serumconcentratie van PFOS van de jaren voor de leeftijd van 15 jaar relatief laag is ten opzichte van de blootstelling erna.

Om deze redenen wordt de leeftijdsgroep 15-30 jaar gehanteerd voor het opstellen toetsingswaarden voor depositie. Deze aanpak is licht verschillend van deze toegepast in het bindend normenkader voor bodem waar de toetsing voor de leeftijd 15 jaar en ouder werd uitgevoerd.

#### **4.2.5.2 Orale toetsingswaarde en achtergrondblootstelling via voeding**

Bij het opstellen van bodemnormen wordt voor niet-carcinogene drempel effecten standaard de achtergrondblootstelling via voeding meegenomen. Het niet meenemen van deze blootstelling is immers gezondheidskundig en wetenschappelijk niet correct. Als de achtergrondblootstelling via voeding uitgemiddeld wordt over de leeftijd 1-30 jaar, bedraagt

deze 0,40 ng/kg lg dag (op basis van EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020), wat lager is dan de toxicologische toetsingswaarde van 0,63 ng/kg lg. Om deze reden kan voor PFOS de standaardprocedure gevolgd worden en de achtergrondblootstelling meegenomen worden. Op basis van de FLUOREX data zien we dat de achtergrondblootstelling via voeding is afgenomen t.o.v. de data in EFSA. Omwille van betrouwbaarheid kunnen de exacte cijfers niet getoond worden, maar ze zijn wel meegenomen in de berekeningen.

#### 4.2.5.3 Mee te nemen blootstellingwegen

Het gebruik van het model S-Risk laat toe om naast orale blootstelling ook andere blootstellingsroutes zoals inhalatie en ingestie van bodem- en stofdeeltjes in rekening te brengen. Voor het afleiden van bodemnormen worden dergelijke routes steeds meegenomen.

Voor het afleiden van bodemnormen wordt geen rekening gehouden met de consumptie van eieren van eigen kweek. Bovendien wordt bij bodemnormering een onderscheid gemaakt tussen verschillende bestemmingstypes zoals landbouw, wonen met (moes)tuin en industrie. Ieder bestemmingstype komt overeen met een bepaald aandeel aan voeding van eigen teelt, dit aandeel kan variëren van 0 tot 100% (zie Tabel 17).

S-Risk laat toe om verschillende scenario's te berekenen voor het afleiden van bodemnormen (zie Tabel 18). Melk en vlees van eigen kweek wordt enkel als blootstellingsroutes meegenomen in het landbouwscenario (type II in S-Risk). De consumptie van groenten van eigen teelt als blootstellingsroute maakt deel uit van de scenario's landbouw en wonen met moestuin (type II en III).

Welke scenario's kunnen doorgerekend worden is afhankelijk van de beschikbare data. Voor PFOS zijn bioconcentratiefactoren naar plantaardige levensmiddelen en biotransferfactoren naar vlees, organen, melk en eieren beschikbaar.

Het **landbouwscenario** in S-Risk kan gebruikt worden om een 'algemene' toetsingswaarde voor depositie voor Vlaanderen te berekenen. Hieraan kunnen een aantal wijzigingen aangebracht worden.

Daarnaast zal het scenario **wonen met moestuin** en (zware) **industrie** doorgerekend worden. S-Risk kan zowel voor zware als lichte industrie scenario's doorrekenen. In beide scenario's wordt de blootstelling van mensen die enkel tijdens de werkuren (8 u per dag) aanwezig zijn<sup>25</sup>, berekend. De blootstelling voor lichte en zware industrie verschilt wat betreft tijdsgebruik en bodemingestie. In het zware industrie scenario veronderstelt S-Risk 1 uur wakkere tijd binnen en 7 uren wakkere tijd buiten, in het lichte industrie scenario is dit 1 uur wakkere tijd buiten en 7 uur binnen. De hoeveelheid bodemingestie voor het scenario zware industrie ligt hoger dan voor het scenario lichte industrie. Voor de berekening van toetsingswaarden voor depositie is de **zware industrie** een meer conservatief scenario (meer buiten, meer ingestie van bodem), daarom zal dit scenario gebruikt worden voor het berekenen van toetsingswaarden. De leeftijd waarvoor doorgerekend wordt is 15-30 jaar. Hierbij zal de achtergrondblootstelling via voeding meegenomen worden.

#### 4.2.5.4 Voorstel scenario's

Voor het afleiden van toetsingswaarden voor depositie zal gewerkt worden met het S-Risk model. In dit model zitten standaard een aantal scenario's (bestemmingstypes) vervat waarin bepaalde orale, dermale en inhalatoire blootstellingsroutes meegenomen worden, zie Tabel 18. Voor het afleiden van toetsingswaarden voor depositie zal vertrokken worden van een

---

<sup>25</sup> Maar niet werkgerelateerd met de stoffen in contact komen

aantal van deze standaardscenario's, waar relevant worden deze scenario's aangepast, zie Tabel 33. In totaal worden 22 scenario's doorgerekend, deze staan hieronder beschreven.

#### **4.2.5.4.1 Bestemmingstype landbouw**

In alle landbouwscenario's wordt rekening gehouden met de consumptie van eieren, dit in tegenstelling tot de berekeningen van BSN waarbij eieren buiten beschouwing worden gelaten. De motivatie hiervoor is dat deze scenario's een beeld willen schetsen van de impact van een specifieke depositie over heel Vlaanderen, en niet alleen op een (lokale) boerderij. Deze landbouwscenario's zijn ontworpen om de impact van een bepaalde depositie over heel Vlaanderen te illustreren, niet alleen op een (lokale) boerderij. Het model gaat ervan uit dat alle kippen vrije uitloop hebben, wat betekent dat de eiconsumptie op 100% kippen van vrije uitloop gezet wordt. In het S-Risk model wordt standaard aangenomen dat chemische stoffen in de eieren terechtkomen via voedsel en het oppikken van bodemdeeltjes. Hierbij wordt aangenomen dat alle kippen vrije uitloop hebben en bodemdeeltjes oppikken (30 g/d in Cornelis *et al.* (2022)). In werkelijkheid is het percentage kippen in België met vrije uitloop in de commerciële teelt lager, met 68% scharreleieren, 17% vrije-uitloopeieren en 12% bio-eieren verkocht in 2022. Dit betekent dat slechts 29% van de commerciële eieren afkomstig zijn van kippen die buiten bodem kunnen oppikken<sup>26</sup>. Daarom wordt ook een scenario berekend waarbij het percentage kippen met vrije uitloop op 29% wordt gezet (12% + 17%). De concentratie eieren wordt berekend met het model van Lasters *et al.* (2023), behalve voor één scenario waar de in deze studie afgeleide BTF factoren gebruikt worden (zie § 4.2.1.3). De FLUOREX-gegevens worden standaard gebruikt voor de blootstelling via achtergrondvoeding en de concentraties in voeding uit de winkel. In één scenario worden de EFSA-gegevens gebruikt om te zien wat de impact hiervan is. Ten slotte worden de hierboven beschreven scenario's tweemaal uitgevoerd, eenmaal met een bodemconcentratie gelijk aan de streefwaarde en eenmaal met een bodemconcentratie berekend door F-Leach.

#### **4.2.5.4.2 Bestemmingstype wonen met moestuin**

Bij het type bestemming 'wonen met moestuin' wordt standaard de achtergrondblootstelling op basis van FLUOREX-data gebruikt. In één scenario worden de gegevens van EFSA toegepast. Wat betreft de consumptie van eieren, zijn er drie verschillende scenario's:

- Wekelijks 4 eieren van eigen kweek (voor volwassenen)
- Wekelijks 2 eieren van eigen kweek (voor volwassenen)
- Geen eieren van eigen kweek

In drie van de vier scenario's wordt uitgegaan van een moestuin, terwijl in één scenario de berekeningen worden uitgevoerd voor wonen zonder moestuin en zonder eieren van eigen kweek.

Deze scenario's worden allen berekend met een bodemconcentratie gebaseerd op de streefwaarde en een bodemconcentratie gebaseerd op de berekeningen met F-Leach.

#### **4.2.5.4.3 Bestemmingstype industrie**

Het bestemmingstype industrie houdt rekening met de blootstelling van adolescenten vanaf de leeftijd van 15 jaar, in het model wordt ervan uitgegaan dat kinderen hier niet verblijven.

<sup>26</sup> <https://www.landbouwleven.be/16675/article/2023-05-05/eierverbruik-blijft-hoger-dan-voor-corona>

Om deze reden is de toetsing aan de GTW gebaseerd op de leeftijdsgroep 15-30 jaar. Voor de berekening van toetsingswaarden voor depositie is de **zware industrie** een meer conservatief scenario (meer buiten, meer ingestie van bodem), daarom zal dit scenario gebruikt worden voor het berekenen van toetsingswaarden. In het industriescenario is er geen consumptie van zelfgeteelde groenten of eieren, blootstelling via voeding is enkel via producten aangekocht in de winkel. De scenario's worden zowel doorgerekend met een achtergrondblootstelling via voeding gebaseerd op FLUOREX, als een achtergrondblootstelling gebaseerd op EFSA. Net als bij de bestemmingstypes landbouw en wonen met moestuin, worden de bodemconcentraties gelijkgesteld aan de streefwaarde of aan de waarde berekend met het F-Leach model.

Tabel 33 Overzicht van de voorgestelde scenario's voor de berekening van toetsingswaarden voor depositie voor PFOS. Alle scenario's werden in tweevoud berekend, 1) met een bodemconcentratie gebaseerd op de streefwaarde van PFOS en 2) met een bodemconcentratie gebaseerd op de berekeningen met F-Leach. De toetsing gebeurt voor de leeftijdsgroep 15-30 jaar (zie Gevoelige bevolkingsgroepen)

Nr	Scenario	Ei	Kippen vrije uitloop (%)	Eieren/week	Melk/vlees	Groenten	Inname en concentratie achtergrond voeding
1	Landbouw	Berekend via model Lasters	100	4	BTF PFOS	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
2	Landbouw	BTF op basis van verschillende studies	100	4	BTF PFOS	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
3	Landbouw	Berekend via model Lasters	100	4	BTF PFOS	Ja, BCF literatuur	EFSA 2020
4	Landbouw	Berekend via model Lasters	29	4	BTF PFOS	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
5	Landbouw	Berekend via model Lasters	/	/	BTF PFOS	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
6	Wonen met moestuin	Berekend via model Lasters	100	4	/	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
7	Wonen met moestuin	Berekend via model Lasters	100	4	/	Ja, BCF literatuur	EFSA 2020
8	Wonen met moestuin	/	/	/	/	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
9	Wonen met moestuin	Berekend via model Lasters	100	2	/	Ja, BCF literatuur	FLUOREX
10	Industrie	/	/	/	/	/	FLUOREX
11	Industrie	/	/	/	/	/	EFSA 2020

## 4.2.6 Berekenen voorstel toetsingswaarden voor depositie

De berekening van de scenario's zoals beschreven in Tabel 33 wordt hier meer uitgewerkt. Alle scenario's zijn zowel met de streefwaarde (1,5 µg/kg ds; = 90-percentiel van metingen in bodems van niet-verdachte gebieden) berekend als met een bodemconcentratie die varieert afhankelijk van de depositie zoals berekend met F-Leach. De **variërende bodemconcentratie** is telkens de gemiddelde bodemconcentratie (bovenste 30 cm) bekomen **na 100 jaar** een bepaalde depositie zoals berekend met F-Leach.

Voor alle scenario's werd de totale orale, dermale en inhalatoire blootstelling berekend bij 3 tot 8 verschillende depositiewaarden. Hieruit bleek dat het verband tussen de depositie en de orale blootstelling perfect lineair is ( $R^2$  en  $R^2_{\text{adj}}$  beiden 1 na lineaire regressie) voor alle scenario's. Hierdoor kon de vergelijking gebruikt worden om per scenario na te gaan bij welke depositie de orale blootstelling onder de EFSA TDI uitkomt (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020). Deze vergelijkingen hadden volgende vorm:

$$\text{Orale blootstelling} = \beta_0 + \beta_1 \times \text{Depositie}$$

De inhalatoire blootstelling werd telkens vergeleken met de TCL (zie Tabel 30). De orale blootstelling bereikte voor elk scenario de EFSA TDI vooraleer de inhalatoire blootstelling de TCL bereikte. De toetsingswaarden voor depositie werden dus op basis van de EFSA TDI afgeleid.

### 4.2.6.1 Resultaten berekeningen scenario's

De resultaten van de individuele scenario's staan in

Tabel 34. Alle berekende toetsingswaarden voor depositie zijn hoger dan de in § 4.2.1.2.1 afgeleide achtergronddepositie in Vlaanderen van 5,8 ng PFOS/m<sup>2</sup> dag.

Voor de landbouwscenario's met gebruik van de streefwaarde als bodemconcentratie konden geen toetsingswaarden berekend worden daar de streefwaarde zelf reeds een humaan risico inhoudt. De BSN<sub>FLUOREX II</sub> van 0,5 µg/kg ds is immers strenger dan de streefwaarde van 1,5 µg/kg ds (§ 4.2.4).

Voor de bestemmingstypes wonen met moestuin en industrie kunnen wel toetsingswaarden voor depositie berekend worden wanneer de streefwaarde van 1,5 µg/kg ds gebruikt wordt. Een hogere bodemconcentratie leidt tot een hogere humane blootstelling en een lagere toetsingswaarde voor depositie.

De berekende toetsingswaarden voor depositie voor het bestemmingstype landbouw liggen tussen 11,37 en 17,87 ng PFOS/m<sup>2</sup>.dag. De strengste toetsingswaarde van 11,37 ng PFOS/m<sup>2</sup>.dag is deze voor het bestemmingstype 'landbouw' rekening houdende met voorspelde ei-concentraties op basis van de in deze studie afgeleide BTF-waarden (§ 4.2.1.3). Deze toetsingswaarden voor depositie liggen lager dan de toetsingswaarde voor depositie van 200 ng/m<sup>2</sup>.dag berekend met F-Leach waarbij de waarde vrij gebruik in bodem na 100 jaar bereikt wordt (§ 4.1.2) en de met F-Leach berekende depositienormen van 82,6 en 99,2 ng/m<sup>2</sup>.dag voor respectievelijk de grondwaternormen van 100 ng/l en 120 ng/l, maar hoger dan 3,3 ng/m<sup>2</sup>.dag (i.e. de toetsingswaarde berekend met F-Leach op basis van de strengste bovengrenswaarde van 4 ng/l (zie §4.1.3).

Voor het bestemmingstype 'wonen met moestuin' liggen de berekende toetsingswaarden voor depositie tussen 250 en 740 ng PFOS/m<sup>2</sup>.dag. Voor het bestemmingstype industrie zijn de berekende toetsingswaarden hoger dan 23210 ng /m<sup>2</sup>.dag. Deze toetsingswaarden liggen allen hoger dan de toetsingswaarden depositie voor grondwater (3,3 – 99,2 ng/m<sup>2</sup>.dag; zie 4.1.3) en de waarde vrij gebruik (200 ng/m<sup>2</sup>.dag, zie 4.1.2) berekend met F-Leach.

De blootstelling via eieren van eigen kweek is verwaarloosbaar klein wanneer de concentratie in eieren berekend wordt met het model van Lasters Lasters *et al.* (2023). De toetsingswaarde voor depositie is telkens 450 ng/m<sup>2</sup>.d (streefwaarde) of 740 ng/m<sup>2</sup>.d (F-Leach bodemconcentratie) voor 'wonen met moestuin' zonder eieren (nr 8) en met 2 of 4 eieren per week van eigen kweek (nrs 6 en 9). De ei-concentratie die voorspeld worden aan de hand van de in § 4.2.1.3 afgeleide BTF'en zijn hoger waardoor de toetsingswaarden voor depositie lager zijn, resp. 250 en 380 ng/m<sup>2</sup>.d.

Voor PFOS is er een duidelijk verschil merkbaar tussen de toetsingswaarden voor depositie afgeleid met de achtergrondblootstelling op basis van EFSA- en FLUOREX-data (EFSA CONTAM Panel *et al.*, 2020; Joly *et al.*, 2024). De achtergrondblootstelling op basis van de FLUOREX-data (Joly *et al.*, 2024) ligt immers lager dan deze gebaseerd op de gedateerde EFSA-data (§ 4.2.5.2), waardoor hogere toetsingswaarden voor depositie bekomen worden.



Tabel 34 PFOS: Overzicht van de berekende toetsingswaarden (TW) voor depositie met S-Risk voor de verschillende scenario's. Bij elk scenario wordt het overeenkomstig nummer uit Tabel 33 weergegeven. De in § 4.2.1.2.2 afgeleide achtergronddepositie in Vlaanderen bedraagt 5,8 ng PFOS/m<sup>2</sup>.dag.

Scenario	Nr	Ei	Ei concentratie (ng/kg vg)	Achtergrond voeding	Bodem-concentratie	TW depositie (ng/m <sup>2</sup> dag)	TW > achtergrond-depositie?
Landbouw	1	Ja (4)	5,10×10 <sup>-3</sup>	FLUOREX	F-Leach	17,81	Ja
Landbouw	2	Ja (4)	BTF obv verschillen de studies	FLUOREX	F-Leach	11,37	Ja
Landbouw	3	Ja (4)	3,42×10 <sup>-3</sup>	EFSA	F-Leach	12,40	Ja
Landbouw	4	Ja (4)	5,12×10 <sup>-3</sup>	FLUOREX	F-Leach	17,87	Ja
Landbouw	5	Nee	/	FLUOREX	F-Leach	17,87	Ja
Landbouw	1	Ja (4)	3,40×10 <sup>-2</sup>	FLUOREX	Streefwaarde	<0	Nee
Landbouw	2	Ja (4)	BTF obv verschillen de studies	FLUOREX	Streefwaarde	<0	Nee
Landbouw	3	Ja (4)	3,40×10 <sup>-2</sup>	EFSA	Streefwaarde	<0	Nee
Landbouw	4	Ja (4)	3,40×10 <sup>-2</sup>	FLUOREX	Streefwaarde	<0	Nee
Landbouw	5	Nee	/	FLUOREX	Streefwaarde	<0	Nee
Wonen met moestuin	6	Ja (4)	3,90×10 <sup>-1</sup>	FLUOREX	F-Leach	450	Ja
Wonen met moestuin	7	Ja (4)	9,43×10 <sup>-2</sup> (BTF)	EFSA	F-Leach	250	Ja
Wonen met moestuin	8	Nee	/	FLUOREX	F-Leach	450	Ja
Wonen met moestuin	9	Ja (2)	1,79×10 <sup>-1</sup>	FLUOREX	F-Leach	450	Ja
Wonen met moestuin	6	Ja (4)	3,40×10 <sup>-2</sup>	FLUOREX	Streefwaarde	740	Ja
Wonen met moestuin	7	Ja (4)	3,40×10 <sup>-2</sup> (BTF)	EFSA	Streefwaarde	380	Ja
Wonen met moestuin	8	Nee	/	FLUOREX	Streefwaarde	740	Ja
Wonen met moestuin	9	Ja (2)	3,40×10 <sup>-2</sup>	FLUOREX	Streefwaarde	740	Ja
Industrie	10	Nee	/	FLUOREX	F-Leach	59.680	Ja
Industrie	11	Nee	/	EFSA	F-Leach	23.210	Ja
Industrie	10	Nee	/	FLUOREX	Streefwaarde	+∞	Ja
Industrie	11	Nee	/	EFSA	Streefwaarde	+∞	Ja

#### 4.2.6.2 Onzekerheden

Zoals eerder aangegeven zijn er heel wat onzekerheden met betrekking tot de gegevens over PFOS, hiermee moet rekening gehouden worden bij de interpretatie van de resultaten.

Een van de onzekerheden is inherent aan het gebruik van het S-Risk model. In modellen dienen immers aannames gemaakt te worden met betrekking tot consumptiehoeveelheden voor dieren en mensen, tijdsbesteding, bodemsamenstelling, inhalatievolumes,... Deze zijn gebaseerd op literatuurgegevens, maar in het S-Risk model wordt er steeds gerekend met puntwaarden en niet met verdelingen. Sommige van deze parameterwaarden dateren van voor 2013 en zijn mogelijks aan een update toe. Voor een aantal parameters zijn in het verleden conservatieve keuzes gemaakt. In het landbouwsenario wordt bijvoorbeeld verondersteld dat alle voeding (zowel groenten als dierlijke producten) op het verontreinigde perceel geteeld wordt.

Hoewel PFOS en PFOA de meest onderzochte PFAS zijn, is er nog steeds onzekerheid betreffende de transfer van PFOS naar plantaardige en dierlijke producten. Het S-Risk model maakt gebruik van bioconcentratiefactoren (BCF) naar planten en biotransferfactoren (BTF) naar dieren, maar het onderzoek naar deze transferfactoren is nog volop lopende waardoor deze parameters erg onzeker zijn.

Over de overdracht naar groenten is nog niet zo veel informatie beschikbaar en bovendien zijn niet voor alle groenten in S-Risk BCF factoren gepubliceerd, waardoor de concentraties in deze gewassen met factoren berekend werden die niet specifiek zijn voor deze groenten. Uit de risicoberekeningen voor het moestuinonderzoek in de omgeving van Willebroek blijkt dat het S-Risk model de concentraties in groenten op basis van een bodemconcentratie overschat. De berekeningen met S-Risk zijn met andere woorden zeer conservatief. Ook op basis van de bodemconcentraties en concentraties in groenten gemeten ter hoogte van Zwijndrecht (Beschrijvend bodemonderzoek 3M Zwijndrecht en omgeving, ERM december 2023) kon geen eenduidige relatie gevonden worden tussen de verontreinigingsgraad van de bodem en PFAS-concentraties in de groenten.

De overdracht naar eieren werd geschat op basis van enerzijds het model van Lasters *et al.* (2023) en anderzijds op basis van BTF factoren afgeleid in deze studie (§ 4.2.1.3). Hoewel in Lasters *et al.* wordt aangehaald dat op het model voor PFOS een grote foutenmarge zit, is dit momenteel het best beschikbare model voor de overdracht tussen bodem en ei voor PFOS op basis van Vlaamse data. De berekende concentratie PFOS in eieren blijkt op basis van dit model zeer laag te zijn voor een standaard bodem.

Wanneer de voor deze studie afgeleide BTF factoren gebruikt worden, is de ei-concentratie hoger.

Ook wat betreft commerciële voeding (i.e. uit de winkel) zijn er heel wat onzekerheden. In de EFSA-studie liggen voor veel analysedata voor levensmiddelen onder de LOQ. EFSA maakt voor de blootstellingsberekening gebruik van een lower bound of upper bound benadering waarbij de concentraties in deze levensmiddelen respectievelijk gelijkgesteld worden aan nul of aan deze LOQ. Dit gebrek aan goede analysedata geeft een bijkomende onzekerheid. In de recentere FLUOREX-studie kon de concentratie in voedingsmiddelen nauwkeuriger bepaald worden en dit resulteert in een verfijning van de innameschatting.

### **4.3 Samenvatting berekende toetsingswaarden S-Risk en F-Leach**

Tabel 35 geeft een overzicht van de berekende toetsingswaarden voor depositie met enerzijds het S-Risk model (voor toetsing van de humane blootstelling) en anderzijds met het F-Leach model (voor toetsing aan het normenkader voor bodem- en grondwater) en een vergelijking met de achtergronddepositie voor PFOS van 5,8 ng PFOS/m<sup>2</sup> dag.

De toetsing aan de waarde vrij gebruik voor bodem met F-Leach resulteert in een toetsingswaarde voor depositie van **200 ng/m<sup>2</sup>.d**. De waarde vrij gebruik houdt een humaan risico in voor bestemmingstype II (zie § 4.2.4) en bovendien worden ook de normen voor een aantal dierlijke levensmiddelen overschreden.

Voor grondwater wordt getoetst aan:

1. De bovengrenswaarde berekend op basis van EFSA 2020 van 4 ng/l (EFSA-4, Hoge Gezondheidsraad (2024));
2. de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l voor de som van 20 PFAS (Van Holderbeke *et al.*, 2022);
3. de voorgestelde bodemsaneringsnorm grondwater van 120 ng/l (Van Holderbeke *et al.* (2020) op basis van US EPA 2016.

Wanneer de streefwaarde in bodem van 1,5 µg/kg ds als startconcentratie gehanteerd wordt in de berekeningen voor toetsing aan de grondwaterconcentratie kan geen toetsingswaarde voor depositie afgeleid worden. De streefwaarde in bodem geeft immers reeds aanleiding tot een overschrijding van de norm voor grondwater na 100 jaar ten gevolge van uitloging.

Als de streefwaarde niet meegenomen wordt en er gestart wordt van een bodemconcentratie gelijk aan 0 µg/kg ds, kan er wel een toetsingswaarde voor depositie op basis van de grondwaternormen afgeleid worden.

Bij toetsing aan de bovengrenswaarde van 4 ng/l gebaseerd op EFSA CONTAM Panel *et al.* (2020) wordt een toetsingswaarde voor depositie van **3,3 ng/m<sup>2</sup>.d** berekend, deze is lager dan de huidige achtergrondwaarde voor depositie van 5,8 ng PFOS/m<sup>2</sup> d.

Bij toetsing aan de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l of de grondwaternorm van 120 ng/l zijn de berekende toetsingswaarden, respectievelijk **82,6 en 99,2 ng/m<sup>2</sup>.d**. Deze liggen hoger dan de achtergronddepositie, maar er gaat wel een humaan risico vanuit in landbouwgebied. Bovendien worden een aantal wettelijke normen voor levensmiddelen overschreden.

In S-Risk wordt de orale humane blootstellingdosis getoetst aan de EFSA TDI van 0,63 ng/kg lg.d. Wanneer de streefwaarde van 1,5 µg/kg ds in S-Risk ingevoerd wordt, dan kan voor het bestemmingstype landbouw geen toetsingswaarde voor depositie berekend worden. Wanneer een met F-Leach berekende bodemconcentratie na 100 jaar ingevoerd wordt, dan kan er wel een toetsingswaarde voor depositie voor het bestemmingstype landbouw berekend worden. De toetsingswaarde voor depositie varieert afhankelijk van het gekozen scenario van **11,37 tot 17,87 ng/m<sup>2</sup>.d**. Dit is hoger dan de achtergronddepositie en resulteert na 100 jaar in een bodemconcentratie van 0,2 µg/kg ds tot 0,3 µg/kg ds (zonder ei-consumptie). De BSN voor bestemmingstype II (landbouw) afgeleid met S-Risk – zonder rekening te houden met een extra bijdrage via depositie – bedraagt 0,5 µg/kg ds (zie § 4.2.4).

Voor 'wonen met moestuin' kunnen zowel bij gelijkstellen van de bodemconcentratie aan de streefwaarde als aan de met F-Leach berekende bodemconcentratie na 100 jaar depositie toetsingswaarden berekend worden. Deze toetsingswaarden bedragen afhankelijk van het gekozen scenario **250 – 740 ng/m<sup>2</sup>.d** en zijn hoger dan de achtergronddepositie.

In industriegebied wordt consumptie van zelfgeeteelde voeding niet meegenomen, waardoor de orale blootstelling in hoofdzaak bepaald wordt door bodem- en stofingestie. De berekende

depositie toetsingswaarden zijn hier bijgevolg nog hoger en bedragen **23210 ng/m<sup>2</sup>.d en meer.**

Tabel 35 Overzicht van de berekende toetsingswaarden (TW) voor depositie voor PFOS

Model	Toetsingswaarde	Berekende TW depositie (ng/m <sup>2</sup> dag)	Boven achtergrond-depositie?	Humaan risico? <sup>27</sup>	Normen levensmiddelen overschreden?
F - L e a c h (bodem)	3 µg/kg ds bodem (waarde vrij gebruik, OVAM (2022))	200	Ja (34×)	Ja (10×) <sup>1</sup> consensuswaarde zoals besproken in OVAM (2022). Voor scenario wonen met moestuin geeft dit <b>geen</b> humaan risico.	Concentraties (mg /kg vg) in rundsvlees ( $2,55 \times 10^{-3}$ ), lever ( $1,59 \times 10^{-2}$ ) en nier ( $4,32 \times 10^{-2}$ ) overschrijden de norm (European Commission, 2023)
F - L e a c h (grondwater)	4 ng/l (Hoge Gezondheidsraad, 2024) <sup>2</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 0 µg/kg ds,	3,30	Nee (0,57×)	Nee	Nee
	100 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2022) <sup>2</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 0 µg/kg ds,	82,6	Ja (14×)	Ja (4×) <sup>1</sup> Voor scenario wonen met moestuin geeft dit <b>geen</b> humaan risico.	Concentraties (mg /kg vg) in rundsvlees ( $1,06 \times 10^{-3}$ ), lever ( $6,56 \times 10^{-3}$ ) en nier ( $1,79 \times 10^{-2}$ ) overschrijden de norm (European Commission, 2023)
	120 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2020) <sup>2</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 0 µg/kg ds,	99,2	Ja (17×)	Ja (5×) <sup>1</sup> Voor scenario wonen met moestuin geeft dit <b>geen</b> humaan risico.	Concentraties (mg /kg vg) in rundsvlees ( $1,27 \times 10^{-3}$ ), lever ( $7,88 \times 10^{-3}$ ) en nier ( $2,15 \times 10^{-2}$ ) overschrijden de norm (European Commission, 2023)
	4 ng/l (Hoge Gezondheidsraad, 2024) <sup>3</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 1,5 µg/kg	/	/	/	/
	100 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2022) <sup>3</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 1,5 µg/kg	/	/	/	/

<sup>27</sup> deze kolom geeft aan of de berekende toetsingswaarde voor depositie aanleiding geeft tot een humaan risico op basis van de toxicologische toetsingswaarde van EFSA 2020. Voor de toetsingswaarden voor depositie berekend met F-Leach wordt deze berekening telkens gedaan met het scenario 'Landbouw' in S-Risk waarbij alle routes, inclusief ei, meegenomen worden. Dit is de meest conservatieve manier om dit risico te berekenen. Indien er voor het scenario 'Landbouw' een risico berekend wordt, wordt vermeld hoeveel keer de toxicologische toetsingswaarde overschreden wordt. Bovendien wordt dan dezelfde berekening gedaan met het scenario 'Wonen met moestuin' in S-Risk, de op één na meest conservatieve manier om dit risico te berekenen. Voor de toetsingswaarden voor depositie berekend met S-Risk (kolom Model) zit deze toetsing vevat in de berekening van de toetsingswaarde voor depositie, aangezien dit de depositie is waarbij de toxicologische toetsingswaarde bereikt wordt. Een toetsingswaarde voor depositie zou geen humaan risico mogen geven, of er moet een bepaald risico geaccepteerd worden.

	120 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2020) <sup>3</sup> (C <sub>0,B</sub> ) = 1,5 µg/kg	/	/	/	/
S-Risk	0,63 ng /kg lg.d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), landbouw (C <sub>0,B</sub> ) = F-Leach	11,37 – 17,87	Ja (2× – 3×)	Nee	Nee
	0,63 ng /kg lg.d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), landbouw (C <sub>0,B</sub> ) = 1,5 µg/kg	< 0	Nee	Nee	Nee
	0,63 ng /kg lg.d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), wonen met moestuin	250 – 740	Ja (43× – 128×)	Nee	Nee: bij de hoogste toetsingswaarde voor depositie wordt de concentratie in eieren niet overschreden volgens de formule van Lasters <i>et al.</i> (2023)
	0,63 ng /kg lg.d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), industrie	23.210 – ∞	Ja (4×10 <sup>3</sup> × – ∞)	Nee	Nee: geen dierlijke en plantaardige producten meegenomen in dit scenario.

<sup>1</sup>Berekend aan de hand van het landbouwscenario waarbij alle blootstellingsroutes, inclusief ei, meegenomen worden. Dit is de meest conservatieve optie.

<sup>2</sup>F-Leach bodemconcentratie na 100 jaar, startconcentratie in de bodem (C<sub>0,B</sub>) = 0 µg/kg ds, zie 4.1.3

<sup>3</sup>F-Leach bodemconcentratie na 100 jaar, startconcentratie in de bodem (C<sub>0,B</sub>) = 1,5 µg/kg streefwaarde in de bodem, zie 4.1.3.

## 4.4 Depositie metingen PFAS in Vlaanderen

Voor een overzicht van de depositie metingen voor PFAS in Vlaanderen wordt verwezen naar § 3.4.

### 4.4.1 Depositie van PFOS in Vlaanderen

De gemiddelde PFOS depositie op achtergrondlocaties in Vlaanderen is 9,6 ng/m<sup>2</sup>.dag.

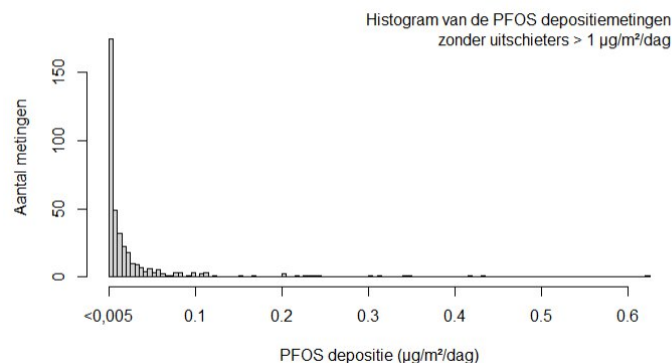
Op het landelijk achtergrondstation in Dessel (AQMS N016) – gelegen in landbouwgebied - werden 34 depositie metingen uitgevoerd in een periode van bijna 3 jaar. De gemiddelde PFOS-depositie is er 2,8 ng/m<sup>2</sup>/dag, met een maximale meetwaarde van 27 ng/m<sup>2</sup>/dag. 13 van de 34 metingen (ca. 40%) lagen onder de bepalingsgrens.

De metingen kunnen verder opgedeeld worden in functie van zone waar de meetlocatie zich bevindt (i.e. industrie, landbouw en natuur, woon en recreatie, zie Tabel 22: Overzicht van de PFAS depositie metingen in Vlaanderen: meetlocaties en looptijd van de metingen.). De gemiddelde PFOS depositie in industriezone is 19 ng/m<sup>2</sup>.dag (8,6 ng/m<sup>2</sup>.dag excl. R897: deze meetlocatie ligt onder bepaalde windomstandigheden binnen de invloedssfeer van 3M), 5,3 ng/m<sup>2</sup>.dag voor landbouw en natuur, 7,4 ng/m<sup>2</sup>.dag voor woon en recreatie.

De PFOS depositie in Vlaanderen (evaluatie over alle meetlocaties, inclusief locaties die zich niet op een achtergrondlocatie bevinden) varieert van < (onder de bepalingsgrens) tot 5156 ng/m<sup>2</sup>.dag (Tabel 36) met een gemiddelde van 47 ng/m<sup>2</sup>.dag. De maximum PFOS depositie (5156 ng/m<sup>2</sup>.dag) is een uitschieter, 3 metingen zijn hoger dan 1000 ng/m<sup>2</sup>/dag. De spreiding op de individuele depositiemetingen is aanzienlijk (Figuur 19), de hoogste meetwaarden liggen bijna drie grootteordes hoger dan de laagste meetwaarden. De meeste PFOS depositiemetingen zijn <20 ng/m<sup>2</sup>.dag (ca. 75% van de observaties). Op achtergrondlocatie is de hoogste meetwaarde voor PFOS depositie tot op heden 311 ng/m<sup>2</sup>.dag. Op achtergrondlocaties is de PFOS depositie in 90% van de metingen <20 ng/m<sup>2</sup>.dag.

Tabel 36: Samenvattende statistieken voor de PFOS-depositie in Vlaanderen

	PFOS depositie (ng/m <sup>2</sup> .dag)	PFOS depositie op achtergrondlocaties (ng/m <sup>2</sup> .dag)
Minimum	<	<
1 <sup>ste</sup> kwartiel	2	0,7
Mediaan	6	3,4
Gemiddelde	47	9,6
3 <sup>de</sup> kwartiel	22	11
Maximum	5156	311



Figuur 19: Histogram van de PFOS deposities (inclusief metingen op niet-achtergrondlocaties).

## 4.5 Voorstel en haalbaarheid voor toetsingswaarden PFOS depositie in Vlaanderen

Op basis van de berekeningen met S-Risk en F-Leach zou de toetsingswaarde voor depositie idealiter 3,3 ng/m<sup>2</sup>.dag bedragen gebaseerd op de bovengrenswaarde van 4 ng/l (Hoge Gezondheidsraad, 2024). Bij een depositie van 3,3 ng/m<sup>2</sup>.dag wordt na 100 jaar de bovengrenswaarde van 4 ng/l bereikt vertrekkende van 0 µg/kg ds in de bodem. Deze depositie resulteert in een bodemconcentratie van 0,05 µg/kg ds die ver onder de met FLUOREX berekende toetsingswaarde (BSN II) van 0,5 µg/kg ds ligt (§ 4.2.4) en deze houdt dus geen humaan risico in.

Uit de vorige paragraaf blijkt dat in het landelijke meetstation te Dessel (gelegen in landbouwgebied) de gemiddelde depositie 0,003 µg/m<sup>2</sup>.d of 2,8 ng/m<sup>2</sup>.d bedraagt en dat 3,9 ng/m<sup>2</sup>.d de huidige gemiddelde achtergronddepositie is die representatief is voor landbouwgebied. **Dit wil zeggen dat de achtergronddepositie niet mag toenemen.**

Op basis van de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l voor de som van 20 PFAS wordt een depositie van 82,6 ng/m<sup>2</sup>.dag berekend (ervan uitgaande dat het louter om PFOS gaat en niet over een mengsel van PFAS). Bij deze depositie wordt na 100 jaar de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l bereikt vertrekkende van 0 µg/kg ds in de bodem. Deze depositie resulteert in een bodemconcentratie van 1,24 µg/kg ds na 100 jaar. Dit benadert de huidige streefwaarde van 1,5 µg/kg ds. Deze bodemconcentratie houdt een humaan risico in voor landbouwgebied daar deze hoger is dan de toetsingswaarde (BSN II) o.b.v. FLUOREX van 0,5 µg/kg ds, maar niet voor de bestemmingstypes wonen met moestuin en industrie, want daarvoor bedraagt de op basis van FLUOREX berekende toetsingswaarde 14,7 µg/kg ds en 829 µg/kg ds (§ 4.2.4). *Er dient wel opgemerkt te worden dat de aannames in het S-Risk model voor bestemmingstype landbouw momenteel zeer worst case zijn en de kans groot is dat het humane risico op basis van voorspellingen vanuit bodem naar planten en dierlijke producten overschat wordt.*

Voor bestemmingstype **landbouw** berekent S-Risk een toetsingswaarde voor depositie van 11,37 - 17,87 ng/m<sup>2</sup>.dag naargelang het meegenomen ei-scenario. Deze depositie resulteert in een bodemconcentratie van 0,2 – 0,3 µg/kg ds na 100 jaar (vertrekkende van 0 µg/kg ds) en houdt geen humaan risico in daar deze lager is dan de toetsingswaarde BSN II van 0,5 µg/kg ds o.b.v. de FLUOREX-data. De toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l wordt na 100 jaar ook niet bereikt, maar wel de bovengrenswaarde van 4 ng/l. De strengste depositiewaarde voor landbouw van 11,37 ng/m<sup>2</sup>.d ligt tussen de huidige gemiddelde waarden voor de bestemmingstype wonen (7,4 ng/m<sup>2</sup>.dag) en industrie (19 ng /m<sup>2</sup>.dag).

Voor de bestemmingstypes **wonen met moestuin en industrie** zijn de met S-Risk berekende toetsingswaarden voor depositie nog hoger, en dus minder streng. Daar deze geen rekening houden met de impact op grondwater worden deze niet weerhouden als mogelijke toetsingswaarden voor depositie.

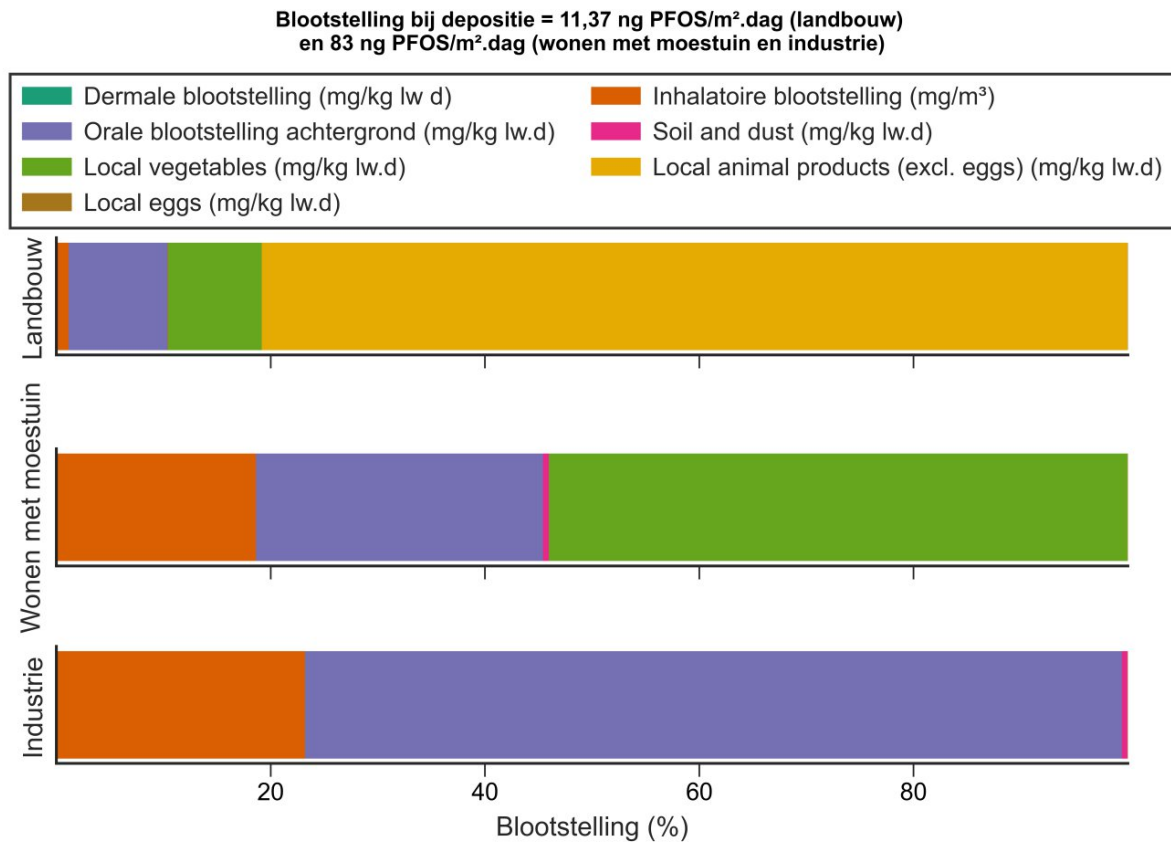
Uit de vorige paragraaf blijkt dat voor wonen en industrie de huidige achtergronddepositie reeds hoger is dan 3,3 ng/m<sup>2</sup>.d. De huidige depositiewaarden liggen onder de depositie van 82,6 ng/m<sup>2</sup>.d, maar daarbij worden de grondwaternormen bereikt. Rekening houdende met het feit dat na 100 jaar de toetsingswaarde grondwater van 100 ng/l bereikt wordt bij deze depositie en deze in principe geldt voor de som van 20 PFAS, wordt voorgesteld aan het beleid om een veiligheidsmarge in te bouwen. Dit wil zeggen dat de achtergronddepositie niet mag toenemen in beide bestemmingstypes.



Tabel 37: Voorgestelde toetsingswaarden voor depositie van PFOS voor de bestemmingstypes landbouw, wonen met moestuin en industrie.

Bestemmingstype	Gemiddelde huidige achtergrond depositie ng/m <sup>2</sup> .dag	Voorstel tijdelijke toetsingswaarde ng/m <sup>2</sup> .dag	Opmerking
Landbouw	5,3	Theoretisch 11,37, maar omwille van impact op grondwater best geen toename van de huidige achtergronddepositie toestaan	Voor bescherming van het grondwater en humaan risico op termijn streven naar 3,3 ng/m <sup>2</sup> .dag
Wonen met moestuin	7,4	Theoretisch 82,6, maar omwille van de impact op grondwater geen toename van de huidige achtergronddepositie toestaan	Voor bescherming van het grondwater en humaan risico op termijn streven naar 3,3 ng/m <sup>2</sup> .dag
Industrie	8,6-19	Theoretisch 82,6, maar omwille van de impact op grondwater geen toename van de huidige achtergronddepositie toestaan	Voor bescherming van het grondwater en humaan risico op termijn streven naar 3,3 ng/m <sup>2</sup> .dag

Figuur 20 toont het aandeel van de verschillende blootstellingsroutes wanneer een depositie van 83 ng/m<sup>2</sup>.dag ingevoerd wordt voor de scenario's wonen met moestuin (nr. 6) en industrie (nr. 10), en 11,37 ng/m<sup>2</sup>.dag voor scenario landbouw (nr. 1), zie ook Tabel 33, met een bodemconcentratie op basis van F-Leach berekeningen. Hieruit blijkt dat de orale blootstelling steeds dominant is. Voor het landbouwscenario wordt deze in hoofdzaak bepaald door de consumptie van lokale dierlijke producten zoals melk en vlees. In het wonen met moestuin scenario is de consumptie via zelfgeteelde groenten de belangrijkste blootstellingsroute, gevolgd door blootstelling via voeding uit de winkel. Ook inhalatoire blootstelling is relatief belangrijk voor wonen met moestuin. Bij industrie wordt de blootstelling vooral bepaald door de consumptie van levensmiddelen uit de winkel, gevolgd door inhalatoire blootstelling.



*Figuur 20: Aandeel verschillende blootstellingsroutes bij depositie 83 ng PFOS/m<sup>2</sup>.dag voor de bestemmingstypes industrie en wonen met moestuin en 11,37 ng PFOS/m<sup>2</sup>.dag voor het bestemmingstype landbouw*

#### 4.5.1 Situering voorgestelde toetsingswaarde met gemeten PFOS deposities op achtergrondlocaties in Vlaanderen

De gemiddelde gemeten PFOS depositie over alle achtergrond meetlocaties in Vlaanderen is 9,6 ng/m<sup>2</sup>.dag (Tabel 38). Per bestemmingstype is de gemiddelde PFOS depositie 19 ng/m<sup>2</sup>.dag (industrie), 5,3 ng/m<sup>2</sup>.dag (landbouw en natuur) en 7,4 ng/m<sup>2</sup>.dag (wonen en recreatie).

De gemiddelde PFOS deposities op achtergrondlocaties in woonzone en industriezone liggen ruim onder (een factor 4 lager voor industrie, een factor 11 voor wonen) de toetsingswaarde van 83 ng/m<sup>2</sup>.dag (Tabel 10). De gemiddelde PFOS depositie op achtergrondlocaties in landbouwzone (5,3 ng/m<sup>2</sup>.dag) is ongeveer een factor 2 lager dan de voorgestelde toetsingswaarde voor landbouw (11,37 ng/m<sup>2</sup>.dag).

Op een totaal van 58 metingen op achtergrond industrie is er 1 meting die boven de voorgestelde toetsingswaarde ligt. Voor wonen is er eveneens 1 meetwaarde die boven de voorgestelde toetsingswaarde ligt, en voor landbouw 10 metingen. Die meetresultaten resulteren er niet in dat het gemiddelde per bestemmingstype hoger is van de voorgestelde toetsingswaarde.

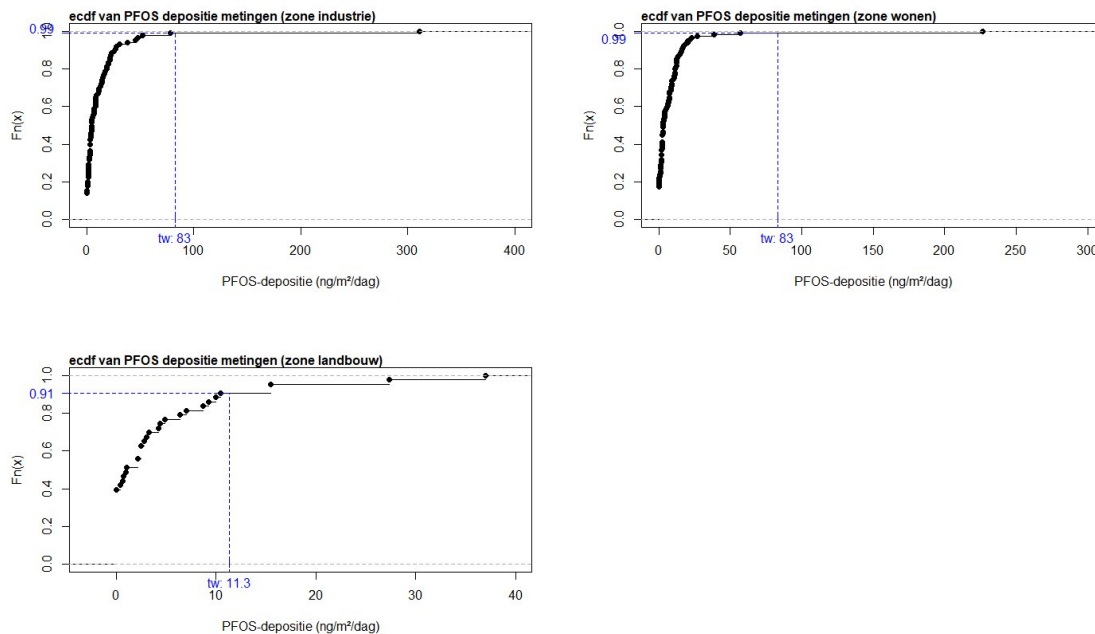
Op een totaal van 383 PFOS-depositiemetingen op achtergrond en niet-achtergrondlocaties in Vlaanderen zijn 58 metingen hoger dan de voorgestelde toetsingswaarde (waarvan 12 op achtergrondlocatie en 46 op niet-achtergrondlocatie).

Tabel 38: Overzicht van gemeten PFOS deposities in Vlaanderen en situering t.o.v. de toetsingswaarden.

TW: 83 ng/m <sup>2</sup> .dag (industrie en wonen) 11,37 ng/m <sup>2</sup> .dag (landbouw)	PFOS depositie (ng/m <sup>2</sup> .dag)	#metingen	#locaties	#metingen > TW
gemiddelde depositie Vlaanderen op achtergrondlocaties	9,6	242	20	12
gemiddelde industrie	19	58	7	1
gemiddelde landbouw en natuur	5,3	60	3	10
gemiddelde wonen	7,4	124	10	1
gemiddelde landelijke achtergrond (N016)	2,8	32	1	2
gemiddelde depositie alle metingen (incl. niet achtergrondlocaties)	47	383	28	56

Er werd een analyse gemaakt om de toetsingswaarden meer in detail te vergelijken met de individuele meetwaarden per bestemmingszone. Er werd een empirische cumulatieve distributie functie (ecdf) berekend op basis van de PFOS depositiemetingen in industrie, woon- en landbouwzone (zie Tabel 22, achtergrondstations), en vervolgens werd deze functie toegepast om voor de toetsingswaarde de overeenkomstige percentielwaarde te berekenen. De percentielwaarde kan variëren van 0 tot 1 (of procentueel uitgedrukt 0 tot 100%) en geeft het percentage van de metingen die onder de toetsingswaarde ligt. Voor bestemmingstypes

industrie en wonen ligt 99% van de meetwaarden onder de toetsingswaarde van 83 ng/m<sup>2</sup>.dag (Figuur 21). Voor landbouw ligt 91% van de meetwaarden onder de toetsingswaarde (11,3 ng/m<sup>2</sup>.dag). Als de deposities op niet-achtergrondstations in rekening worden gebracht dan zijn deze percentages lager: 83% (industrie), 94% (wonen) en 73% (landbouw).



*Figuur 21: Empirische cdf van gemeten PFOS deposities en toepassing van die functie om de percentielwaarde van een toetsingswaarde te berekenen voor achtergrondlocaties in bestemmingstype industrie, wonen en landbouw.*

**Besluit:**

De gemiddelde PFOS depositie op achtergrondlocaties in Vlaanderen is 9,6 ng/m<sup>2</sup>.dag. De gemiddelde PFOS depositie in industriezone is 19 ng/m<sup>2</sup>.dag, 5,3 ng/m<sup>2</sup>.dag voor landbouw en natuur, 7,4 ng/m<sup>2</sup>.dag voor woon en recreatie. De gemiddelde PFOS deposities op achtergrondlocaties in woonzone en industriezone liggen ruim onder (een factor 4 lager voor industrie, een factor 11 voor wonen) de toetsingswaarde van 83 ng/m<sup>2</sup>.dag. De gemiddelde PFOS depositie op achtergrondlocaties in landbouwzone (5,3 ng/m<sup>2</sup>.dag) is ongeveer een factor 2 lager dan de voorgestelde toetsingswaarde voor landbouw (11,37 ng/m<sup>2</sup>.dag). Individuele metingen (i.e. maandgemiddelde deposities) kunnen uitzonderlijk hoger zijn dan de voorgestelde toetsingswaarden (ca. 5% van de metingen op achtergrondlocatie) maar tot op heden is de gemiddelde achtergronddepositie over de volledige looptijd van de metingen lager dan de toetsingswaarde op elke achtergrondmeetlocatie.

## 4.6 Evaluatie met betrekking tot de haalbaarheid opname Vlaamse regelgeving (grens- en richtwaarden)

Voor een aantal stoffen (bv. lood, cadmium) zijn er richt- en/of grenswaarden voor depositie vastgelegd in de Vlaamse wetgeving (Vlarem II; bv. richt- en grenswaarde voor lood: resp. 175 en 2100  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ ). Voor PFOS zijn er momenteel geen grens- of richtwaarden voor depositie opgenomen in de Vlarem wetgeving.

Om te overwegen om grens- en richtwaarden voor depositie voor PFOS toe te voegen aan de Vlarem II wetgeving zijn de volgende stappen nodig:

- Haalbaarheid: hoe verhouden de huidige depositiewaarden (voor referentiesituaties, bvb. afwezigheid van bronnen) zich ten opzichte van de voorgestelde toetsingswaarden? Indien dit problematisch is (zie hfdst 4.4.1), is een opname in Vlaamse regelgeving waarschijnlijk moeilijk.
- Hoe zijn de Vlarem II grens- en/of richtwaarden voor stoffen die reeds wel in VLAREM II opgenomen zijn afgeleid (m.a.w. is de technisch/wetenschappelijke manier van afleiden voldoende vergelijkbaar met de manier waarop dit uitgewerkt is in dit rapport voor PFOS)
  - o Bemerkt hierbij: voor Vlarem II grens- en/of richtwaarden voor Cd en Pb is momenteel één getal gehanteerd (geen differentiatie in functie van bestemmingstype/gehanteerde toetsingswaarde, meenemen van eieren...). Om deze differentiatie eventueel wel te doen voor PFOS dient een goede argumentatie uitgebouwd te worden, vermits dit afwijkend is ten opzichte van grens-en richtwaarden Pb en Cd
- Technische voorschriften voor bemonsteringsprocedures voor depositie PFOS
- Juridische onderbouwing

Het uitwerken van deze laatste piste voor inkanteling in Vlarem II valt buiten de huidige studieopdracht.

Een tweede mogelijks relevant beleidskader waarin depositietoetsingswaarden voor PFAS zouden kunnen geïntegreerd worden is in het MER richtlijnenboekstelsel. In het richtlijnenstelsel 'Mens -gezondheid' voor chemische stressoren is vooral aandacht voor blootstelling via lucht, water en bodem. Bijvoorbeeld, voor lucht is er een beoordelingskader gebaseerd op gezondheidkundige advieswaarde (GAWs) voor een reeks luchtverontreinigende stoffen. Echter, de route depositie en gerelateerde orale blootstelling is niet expliciet opgenomen in het MER richtlijnenboekstelsel. Evenwel worden ad hoc in MER dossiers blootstelling via orale route opgenomen. Een strikt kader hiervoor is niet uitgewerkt, maar kan door MER deskundigen op basis van wetenschappelijke inzichten uitgewerkt worden. Bijgevolg, voor MER dossiers met betrekking tot PFOS zou dit voorgestelde toetsingskader voor depositie kunnen aangewend worden.

## 4.7 Besluit PFOS

De berekende toetsingswaarden voor PFOS staan samengevat *Tabel S 2*. Op basis van de berekeningen met S-Risk en F-Leach zou de toetsingswaarde voor depositie idealiter **3,3  $\text{ng}/\text{m}^2.\text{dag}$**  bedragen gebaseerd op de bovengrenswaarde van 4  $\text{ng}/\text{l}$  (Hoge Gezondheidsraad, 2024). Bij een depositie van 3,3  $\text{ng}/\text{m}^2.\text{dag}$  wordt na 100 jaar de bovengrenswaarde van 4  $\text{ng}/\text{l}$  bereikt vertrekkende van 0  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ds in de bodem. Deze depositie resulteert in een bodemconcentratie van 0,05  $\mu\text{g}/\text{kg}$  ds na 100 jaar die geen humaan risico inhoudt.

De huidige gemiddelde achtergronddepositie die representatief is voor landbouwgebied is 3,9 ng/m<sup>2</sup>.d. Dit wil zeggen dat de **achtergronddepositie niet mag toenemen**.

Voor bestemmingstype **landbouw** berekent S-Risk een toetsingswaarde voor depositie van 11,37 - 17,87 ng/m<sup>2</sup>.dag naargelang het meegenomen ei-scenario. Deze depositie resulteert in een bodemconcentratie van 0,2 – 0,3 µg/kg ds na 100 jaar (vertrekkende van 0 µg/kg ds) en houdt geen humaan risico in daar deze lager is dan de toetsingswaarde BSN II van 0,5 µg/kg ds op basis van de FLUOREX-data. De toetsingswaarde voor grondwater van 100 ng/l wordt na 100 jaar ook niet bereikt, maar wel de bovengrenswaarde van 4 ng/l van de Hoge Gezondheidsraad. De strengste depositiewaarde voor landbouw van 11,37 ng/m<sup>2</sup>.d ligt tussen de huidige gemiddelde depositiewaarden voor de bestemmingstype wonen (7,4 ng/m<sup>2</sup>.dag) en industrie (8,6 - 19 ng /m<sup>2</sup>.dag).

Voor de bestemmingstypes **wonen met moestuin en industrie** zijn de met S-Risk berekende toetsingswaarden voor depositie nog hoger (82,6 ng/m<sup>2</sup>.d), en dus minder streng. Daar deze geen rekening houden met de impact op grondwater worden deze niet weerhouden als mogelijke toetsingswaarden voor depositie. Voor wonen met moestuin en industrie is de huidige achtergronddepositie reeds hoger dan 3,3 ng/m<sup>2</sup>.d.

Beleidsmatig kan aanbevolen worden om de **huidige achtergrondwaarden niet verder te laten stijgen** en op langere termijn te streven naar een toetsingswaarde voor depositie van 3,3 ng/m<sup>2</sup>.dag. De huidige achtergrondwaarden zijn voor landbouw 3,9 ng/m<sup>2</sup>.dag, wonen 7,4 ng/m<sup>2</sup>.dag en industrie 8,6 - 19 ng/m<sup>2</sup>.dag<sup>28</sup>.

---

<sup>28</sup> Dit zijn de achtergrondwaardes beschikbaar op het moment van schrijven (oktober 2024), maar actualisatie van deze waarden op basis een grotere dataset wordt aanbevolen.

## LITERATUURLIJST

(2014) *Environmental Forensics for Persistent Organic Pollutants*. Elsevier.

Abril, C., Santos, J.L., Martín, J., Aparicio, I. & Alonso, E. (2021) Uptake and translocation of multiresidue industrial and household contaminants in radish grown under controlled conditions. *Chemosphere*, **268**, 128823.

Adu, O., Ma, X. & Sharma, V.K. (2023) Bioavailability, phytotoxicity and plant uptake of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A review. *Journal of Hazardous Materials*, **447**, 130805.

Ahrens, L., Shoeib, M., Harner, T., Lane, D.A., Guo, R. & Reiner, E.J. (2011) Comparison of annular diffusion denuder and high volume air samplers for measuring per- and polyfluoroalkyl substances in the atmosphere. *Anal Chem*, **83**, 9622-9628.

ATSDR (2021) Toxicological Profile for Perfluoroalkyls, pp. 993.

Bao, J., Li, C.-L., Liu, Y., Wang, X., Yu, W.-J., Liu, Z.-Q., Shao, L.-X. & Jin, Y.-H. (2020) Bioaccumulation of perfluoroalkyl substances in greenhouse vegetables with long-term groundwater irrigation near fluorochemical plants in Fuxin, China. *Environmental Research*, **188**, 109751.

Bao, J., Yu, W.-J., Liu, Y., Wang, X., Jin, Y.-H. & Dong, G.-H. (2019) Perfluoroalkyl substances in groundwater and home-produced vegetables and eggs around a fluorochemical industrial park in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, **171**, 199-205.

Berghmans, P., Griet, J., Peters, J., Spruyt, M. & Voorspoels, S. (2023) PFAS Vlaanderen - Overzicht van PFAS metingen in zwevend stof en deposities aan de kust. VITO, pp. 19.

Bhatarai, B. & Gramatica, P. (2011) Prediction of aqueous solubility, vapor pressure and critical micelle concentration for aquatic partitioning of perfluorinated chemicals. *Environ Sci Technol*, **45**, 8120-8128.

Bierkens, J., Geerts, L., Van Holderbeke, M., De Brouwere, K., Standaert, A., Cornelis, C. & Fierens, T. (2017) Gezondheidskundige toetsingswaarden voor PAK-depositiemetresultaten, pp. 234.

Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., Verbruggen, E. & Bokkers, B. (2020) Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **n/a**.

Bizkarguenaga, E., Zabaleta, I., Prieto, A., Fernández, L.A. & Zuloaga, O. (2016) Uptake of 8:2 perfluoroalkyl phosphate diester and its degradation products by carrot and lettuce from compost-amended soil. *Chemosphere*, **152**, 309-317.

Blaine, A.C., Rich, C.D., Hundal, L.S., Lau, C., Mills, M.A., Harris, K.M. & Higgins, C.P. (2013) Uptake of Perfluoroalkyl Acids into Edible Crops via Land Applied Biosolids: Field and Greenhouse Studies. *Environmental Science & Technology*, **47**, 14062-14069.

Blaine, A.C., Rich, C.D., Sedlacko, E.M., Hundal, L.S., Kumar, K., Lau, C., Mills, M.A., Harris, K.M. & Higgins, C.P. (2014a) Perfluoroalkyl Acid Distribution in Various Plant

- Compartments of Edible Crops Grown in Biosolids-Amended soils. *Environmental Science & Technology*, **48**, 7858-7865.
- Blaine, A.C., Rich, C.D., Sedlacko, E.M., Hyland, K.C., Stushnoff, C., Dickenson, E.R.V. & Higgins, C.P. (2014b) Perfluoroalkyl Acid Uptake in Lettuce (*Lactuca sativa*) and Strawberry (*Fragaria ananassa*) Irrigated with Reclaimed Water. *Environmental Science & Technology*, **48**, 14361-14368.
- Briggs, G.G., Bromilow, R.H. & Evans, A.A. (1982) Relationships between lipophilicity and root uptake and translocation of non-ionised chemicals by barley. *Pesticide Science*, **13**, 495-504.
- Brooke, D., Footitt, A. & Nwaogu, T.A. (2004) Environmental risk evaluation report: Perfluorooctanesulphonate (PFOS). Reseach Contrctor: Building Research Establishment Ltd, Risk and Policy Analysts Ltd. This report was produced by the Environment Agency's Science Group.
- BS (2018) Besluit van de Vlaamse Regering tot wijziging van diverse bepalingen van het Binnenmilieubesluit van 11 juni 2004 en tot opheffing van het ministerieel besluit van 16 maart 2006 tot vaststelling van het modelformulier en de procedure voor aanvragen van een onderzoek van het binnenmilieu. Besluit van 13 juli 2018. BS 07.09.2018. Belgisch Staatsblad, pp. 69214-69224.
- Bundesinstitut für Risikobewertung (2023) ConTrans v2.0 - A Web Tool for Contaminant Transfer Estimation in Food-Producing Animals. BfR, pp. ConTrans 2.0 is an interactive, graphical tool to estimate the transfer of (bio-)chemical contaminants and undesirable substances from feed and drinking water into foods of animal origin, such as meat, eggs and milk. This tool can be used to simulate contamination scenarios and aid in decision-making in risk analysis.
- Campos Pereira, H., Ullberg, M., Kleja, D.B., Gustafsson, J.P. & Ahrens, L. (2018) Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) to an organic soil horizon – Effect of cation composition and pH. *Chemosphere*, **207**, 183-191.
- Casas, G., Martinez-Varela, A., Vila-Costa, M., Jiménez, B. & Dachs, J. (2021) Rain Amplification of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology*, **55**, 12961-12972.
- Colles, A., Bierkens, J., Jacobs, G., Govarts, E., Van Holderbeke, M., Touchant, K., Cops, J., Willems, H., Franken, C., Den Hond, E., Groffen, T., Lasters, R. & Bervoets, L. (2022) Per- en polyfluoralkylstoffen in en rond de woning. Departement Omgeving, Afdeling Vlaams Planbureau voor Omgeving, pp. 171.
- Consortium UAntwerpen, VITO, PIH, UHasselt en VUB (2023) Jongerenstudie HBM - omgeving 3M - Resultatenrapport. Departement Omgeving, Vlaams Planbureau voor Omgeving, pp. 219.
- Cornelis, C. (2019) S-Risk - Technical guidance document - annex IV, pp. 24.
- Cornelis, C., D'Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Smolders, R., Van Den Heuvel, R., Govarts, E., Van Campenhout, K., Reynders, H. & Bervoets, L. (2012) First assessment of population exposure to perfluorinated compounds in Flanders, Belgium. *Chemosphere*, **86**, 308-314.



- Cornelis, C., De Brouwere, K., De Fré, R., Goyvaerts, M.P., Schoeters, G., Swaans, W. & Van Holderbeke, M. (2007) Voorstel voor milieukwaliteitsnormen voor depositie van dioxines en PCB's. VITO, Mol, België, pp. 267.
- Cornelis, C., Smolders, R., Van Den Heuvel, R., Govarts, E., Bervoets, L., Covaci, A., D'Hollander, W. & Roosens, L. (2009) Blootstelling van de Vlaamse bevolking aan brandvertragers en perfluorverbindingen via milieu en voeding - fase 7: risico-evaluatie, pp. 108.
- Cornelis, C., Standaert, A. & Willems, H. (2022) S-Risk - Technical guidance document (revision). Study accomplished under the authority of OVAM, pp. 174.
- Cornelis, C. & Touchant, K. (2016) Basisinformatie voor risico-evaluaties: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden. VITO, Mol, pp. 73.
- Cumming, H. & Rücker, C. (2017) Octanol-Water Partition Coefficient Measurement by a Simple (1)H NMR Method. *ACS Omega*, **2**, 6244-6249.
- D'Hollander, W., de Voogt, P. & Bervoets, L. (2011) Accumulation of perfluorinated chemicals in Belgian home-produced chicken eggs. *Organohalogen compounds*, **73**, 917-920.
- D'Hollander, W., Van den Acker, M., Bols, P., Lemiere, F., Maes, B. & Bervoets, L. (2012) PERFOOD - Perfluoralkylchemicaliën in de voedselketen: een beleidsondersteunende risicoanalyse. Onderzoek gesubsidieerd door de Federale Overheid, Antwerpen, Belgium, pp. 125.
- D'Hollander, W., Roosens, L., Covaci, A., Cornelis, C., Reynders, H., Campenhout, K.V., Voogt, P.d. & Bervoets, L. (2010) Brominated flame retardants and perfluorinated compounds in indoor dust from homes and offices in Flanders, Belgium. *Chemosphere*, **81**, 478-487.
- Dalahmeh, S., Tirgani, S., Komakech, A.J., Niwagaba, C.B. & Ahrens, L. (2018) Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda. *Science of The Total Environment*, **631-632**, 660-667.
- de la Torre, A., Navarro, I., Sanz, P. & Martínez, M.d.I.Á. (2019) Occurrence and human exposure assessment of perfluorinated substances in house dust from three European countries. *Science of The Total Environment*, **685**, 308-314.
- De Ridder, K., Bel, S., Brocatus, L., Cuypers, K., Lebacqz, T., Moyersoen, I., Ost, C. & Teppers, E. (2016) De consumptie van voedingsmiddelen en de inname van voedingsstoffen. In: Bel S, Tafforeau J (ed.). Voedselconsumptiepeiling 2014-2015. Rapport 4. WIV-ISP, Brussel, pp. 1551.
- Deng, S., Zhang, Q., Nie, Y., Wei, H., Wang, B., Huang, J., Yu, G. & Xing, B. (2012) Sorption mechanism of perfluorinated compounds on carbon nanotubes. *Environ. Pollut.*, **168**, 138-144.
- Ding, G. & Peijnenburg, W.J.G.M. (2013) Physicochemical Properties and Aquatic Toxicity of Poly- and Perfluorinated Compounds. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **43**, 598-678.

- EC (2008) Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on classification, labelling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006 (Text with EEA relevance). In European Parliament and Council (ed), pp. 1-1355.
- EC (2018) Proposal for a Directive on the quality of water intended for human consumption (recast). COM (2017) 753 final. Brussels, 1.2.2018, pp. 64.
- EC (2023) Verordening (EU) 2023/915 betreffende maximumgehalten aan bepaalde verontreinigingen in levensmiddelen en tot intrekking van Verordening (EG) nr. 1881/2006 *Official Journal of the European Union*, pp. 103.
- EFSA CONTAM Panel, Schrenk, D., Bignami, M., Bodin, L., Chipman, J.K., del Mazo, J., Grasl-Kraupp, B., Hogstrand, C., Hoogenboom, L., Leblanc, J.-C., Nebbia, C.S., Nielsen, E., Ntzani, E., Petersen, A., Sand, S., Vleminckx, C., Wallace, H., Barregård, L., Ceccatelli, S., Cravedi, J.-P., Halldorsson, T.I., Haug, L.S., Johansson, N., Knutsen, H.K., Rose, M., Roudot, A.-C., Van Loveren, H., Vollmer, G., Mackay, K., Riolo, F. & Schwerdtle, T. (2020) Risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal*, **18**, e06223.
- Eriksson, U. & Kärrman, A. (2015) World-Wide Indoor Exposure to Polyfluoroalkyl Phosphate Esters (PAPs) and other PFASs in Household Dust. *Environmental Science & Technology*, **49**, 14503-14511.
- EU-LCI (2021) EU-LCI values. European Commission.
- EU (2020) Richtlijn (EU) 2020/2184 betreffende de kwaliteit van voor menselijke consumptie bestemd water (herschikking). In European Union (ed) L435. Publicatieblad van de Europese Unie, Brussels, Belgium, pp. L 435/431-462.
- Eun, H., Yamazaki, E., Taniyasu, S., Miecznikowska, A., Falandysz, J. & Yamashita, N. (2020) Evaluation of perfluoroalkyl substances in field-cultivated vegetables. *Chemosphere*, **239**, 124750.
- European Commission (2023) Commission Regulation (EU) 2023/915 of 25 April 2023 on maximum levels for certain contaminants in food and repealing Regulation (EC) No 1881/2006 (Text with EEA relevance). In EC (ed). European Commission, Directorate-General for Health and Food Safety, Brussels, Belgium, pp. 103-157.
- Expertisecentrum PFAS (2018) Poly- en PerFluor Alkyl Stoffen (PFAS). Kennisdocument over stofeigenschappen, gebruik, toxicologie, onderzoek en sanering van PFAS in grond en grondwater. Expertisecentrum PFAS, pp. 86.
- Fabregat-Palau, J., Vidal, M. & Rigol, A. (2021) Modelling the sorption behaviour of perfluoroalkyl carboxylates and perfluoroalkane sulfonates in soils. *Science of The Total Environment*, **801**, 149343.
- Felizeter, S., Jüring, H., Kotthoff, M., De Voogt, P. & McLachlan, M.S. (2020) Influence of soil on the uptake of perfluoroalkyl acids by lettuce: A comparison between a hydroponic study and a field study. *Chemosphere*, **260**, 127608.

- Felizeter, S., Jürling, H., Kotthoff, M., De Voogt, P. & McLachlan, M.S. (2021) Uptake of perfluorinated alkyl acids by crops: results from a field study. *Environmental Science: Processes & Impacts*, **23**, 1158-1170.
- Fernandes, A.R., Lake, I.R., Dowding, A., Rose, M., Jones, N.R., Petch, R., Smith, F. & Panton, S. (2019) The potential of recycled materials used in agriculture to contaminate food through uptake by livestock. *Science of The Total Environment*, **667**, 359-370.
- Fierens, T. (2014) Phthalates in the food chain – Measuring and modelling human exposure and impact on public health. Ghent University, Ghent, Belgium, pp. 275.
- Gallen, C., Drage, D., Eaglesham, G., Grant, S., Bowman, M. & Mueller, J.F. (2017) Australia-wide assessment of perfluoroalkyl substances (PFASs) in landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, **331**, 132-141.
- Gao, Y., Song, B., He, A., Liu, C., Lu, Y., Li, J., Fu, J., Liang, Y. & Wang, Y. (2023) Isomer-specific perfluoroalkyl acids accumulation, excretion and maternal transfer to eggs in chickens around a fluorochemical manufactory in China. *Science of The Total Environment*, **865**, 161125.
- Gazzotti, T., Sirri, F., Ghelli, E., Zironi, E., Zampiga, M. & Pagliuca, G. (2021) Perfluoroalkyl contaminants in eggs from backyard chickens reared in Italy. *Food Chemistry*, **362**, 130178.
- Geerts, L. & Van Holderbeke, M. (2023) Proposal for soil remediation standards for groundwater for selected PFAS: PFBA, PFBS, PFPeA, PFHxA, PFHxS, PFNA, 6:2 FTS and 8:2 FTS (draft).
- Ghelli, E., Tondo, M.T., Zironi, E., Pagliuca, G., Sirri, F. & Gazzotti, T. (2019) Preliminary monitoring of the presence of perfluoroalkyl substances in Italian eggs from different breeding systems. *Italian Journal of Food Safety*, **8**.
- Ghisi, R., Vamerli, T. & Manzetti, S. (2019) Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants: A review. *Environmental Research*, **169**, 326-341.
- Göckener, B., Eichhorn, M., Lämmer, R., Kotthoff, M., Kowalczyk, J., Numata, J., Schafft, H., Lahrssen-Wiederholt, M. & Bücking, M. (2020) Transfer of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Feed into the Eggs of Laying Hens. Part 1: Analytical Results Including a Modified Total Oxidizable Precursor Assay. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **68**, 12527-12538.
- Goemaes, R., Fomenko, E., Laubach, M., De Coen, K., Roelens, K. & Bogaerts, A. (2022) Perinatale gezondheid in Vlaanderen – Jaar 2021. Studiecentrum voor Perinatale Epidemiologie, Brussels, Belgium, pp. 78.
- Goeyens, L., Van Overmeire, I., Hanot, V., Windal, I., Pussemier, L., Vermeir, P., Waegeneers, N., De Temmerman, L., Tangni, E.K., Neels, H., Covaci, A., Maghuin-Rogister, G., Scippo, M.L., De Henauw, S., Sioen, I., Bilau, M., Matthys, C., Gellynck, X., Viaene, J., De Steur, H. & Van Steenwinkel, S. (2008) Contaminatie van eieren afkomstig van kippen gehouden bij particulieren. Onderzoeksproject RT-06/9-CONTEGG., pp. 184.

- Golovko, O., Fredriksson, F., Larsson, P., Yuen, N.T.C., Yeung, L., Ahrens, L., Wiberg, K. & Kärrman, A. (2022) Spread of organic micropollutants and per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) to farmlands when irrigated with municipality wastewater. IVM and SLU, Uppsala and Örebro, Sweden, pp. 32.
- Goosey, E. & Harrad, S. (2011) Perfluoroalkyl compounds in dust from Asian, Australian, European, and North American homes and UK cars, classrooms, and offices. *Environment International*, **37**, 86-92.
- Goosey, E. & Harrad, S. (2012) Perfluoroalkyl substances in UK indoor and outdoor air: Spatial and seasonal variation, and implications for human exposure. *Environment International*, **45**, 86-90.
- Gredelj, A., Nicoletto, C., Valsecchi, S., Ferrario, C., Polesello, S., Lava, R., Zanon, F., Barausse, A., Palmeri, L., Guidolin, L. & Bonato, M. (2020) Uptake and translocation of perfluoroalkyl acids (PFAA) in red chicory (*Cichorium intybus* L.) under various treatments with pre-contaminated soil and irrigation water. *Science of The Total Environment*, **708**, 134766.
- Guelfo, J.L. & Higgins, C.P. (2013) Subsurface Transport Potential of Perfluoroalkyl Acids at Aqueous Film-Forming Foam (AFFF)-Impacted Sites. *Environmental Science & Technology*, **47**, 4164-4171.
- Hall, S.M., Patton, S., Petreas, M., Zhang, S., Phillips, A.L., Hoffman, K. & Stapleton, H.M. (2020) Per- and Polyfluoroalkyl Substances in Dust Collected from Residential Homes and Fire Stations in North America. *Environmental Science & Technology*, **54**, 14558-14567.
- Harrad, S., de Wit, C.A., Abdallah, M.A.-E., Bergh, C., Björklund, J.A., Covaci, A., Darnerud, P.O., de Boer, J., Diamond, M., Huber, S., Leonards, P., Mandalakis, M., Östman, C., Haug, L.S., Thomsen, C. & Webster, T.F. (2010) Indoor Contamination with Hexabromocyclododecanes, Polybrominated Diphenyl Ethers, and Perfluoroalkyl Compounds: An Important Exposure Pathway for People? *Environmental Science & Technology*, **44**, 3221-3231.
- Harrad, S., Wemken, N., Drage, D.S., Abdallah, M.A.-E. & Coggins, A.-M. (2019) Perfluoroalkyl Substances in Drinking Water, Indoor Air and Dust from Ireland: Implications for Human Exposure. *Environmental Science & Technology*, **53**, 13449-13457.
- Haug, L.S., Huber, S., Schlabach, M., Becher, G. & Thomsen, C. (2011) Investigation on Per- and Polyfluorinated Compounds in Paired Samples of House Dust and Indoor Air from Norwegian Homes. *Environmental Science & Technology*, **45**, 7991-7998.
- Henne, A.L. & Fox, C.J. (1951) Ionization Constants of Fluorinated Acids. *Journal of the American Chemical Society*, **73**, 2323-2325.
- Higgins, C.P. & Luthy, R.G. (2006) Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environ Sci Technol*, **40**, 7251-7256.
- Hill, N.I., Becanova, J. & Lohmann, R. (2022) A sensitive method for the detection of legacy and emerging per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in dairy milk. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, **414**, 1235-1243.

- Hoge Gezondheidsraad (2024) Advies van de Hoge Gezondheidsraad nr 9791. PFAS en perchlooraat in gebotteld water en in water gebuikt voor de productie van voedingsmiddelen. Hoge Gezondheidsraad,, Brussels, Belgium, pp. 37.
- Hunter Anderson, R., Adamson, D.T. & Stroo, H.F. (2019) Partitioning of poly- and perfluoroalkyl substances from soil to groundwater within aqueous film-forming foam source zones. *Journal of Contaminant Hydrology*, **220**, 59-65.
- ITRC (2017) History and Use of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). Interstate Technology and Regulatory Council, Washington DC, USA, pp. 8.
- ITRC (2018) Environmental Fate and Transport for Per- and Polyfluoroalkyl Substances. Interstate Technology and Regulatory Council, Washington DC, USA, pp. 18.
- ITRC (2023) PFAS - Per- en Polyfluoroalkyl Substances. Physical and Chemical Properties. Interstate Technology and Regulatory Council, pp. This section provides information about available physical and chemical properties of PFAS. Understanding of the physical and chemical properties of PFAS is important for the prediction of their fate and transport in the environment. The available information about physical and chemical properties varies between the different PFAS. Tabulated values are included in the Physical and Chemical Properties Table (Table 4-1) that is provided as a separate Excel file.
- Jahnke, A., Huber, S., Temme, C., Kylin, H. & Berger, U. (2007) Development and application of a simplified sampling method for volatile polyfluorinated alkyl substances in indoor and environmental air. *Journal of Chromatography A*, **1164**, 1-9.
- Jiao, X., Shi, Q. & Gan, J. (2021) Uptake, accumulation and metabolism of PFASs in plants and health perspectives: A critical review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **51**, 2745-2776.
- Joly, L., Van Hoeck, E., Andjelkovic, M., Vleminckx, C., Van Leeuw, V., Waegeneers, N., Di Mario, M., Fosseprez, G. & Murphy, A. (2024) Exposure assessment of perfluoroalkyl substances as follow-up on the concerns raised in the recent opinion of EFSA. Sciensano.
- Joris, I., Van Looy, S. & Bronders, J. (2015) F-LEACH 3.0: handleiding bij de software – update 2015. OVAM, pp. 71.
- Karásková, P., Venier, M., Melymuk, L., Bečanová, J., Vojta, Š., Prokeš, R., Diamond, M.L. & Klánová, J. (2016) Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in household dust in Central Europe and North America. *Environment International*, **94**, 315-324.
- Karoyo, A.H. & Wilson, L.D. (2015) Nano-Sized Cyclodextrin-Based Molecularly Imprinted Polymer Adsorbents for Perfluorinated Compounds-A Mini-Review. *Nanomaterials (Basel)*, **5**, 981-1003.
- Kim, M., Li, L.Y., Grace, J.R. & Yue, C. (2015) Selecting reliable physicochemical properties of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) based on molecular descriptors. *Environ Pollut*, **196**, 462-472.
- Kowalczyk, J., Ehlers, S., Fürst, P., Schafft, H. & Lahrssen-Wiederholt, M. (2012) Transfer of Perfluorooctanoic Acid (PFOA) and Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) From

- Contaminated Feed Into Milk and Meat of Sheep: Pilot Study. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, **63**, 288-298.
- Kowalczyk, J., Ehlers, S., Oberhausen, A., Tischer, M., Fürst, P., Schafft, H. & Lahrssen-Wiederholt, M. (2013) Absorption, Distribution, and Milk Secretion of the Perfluoroalkyl Acids PFBS, PFHxS, PFOS, and PFOA by Dairy Cows Fed Naturally Contaminated Feed. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **61**, 2903-2912.
- Kowalczyk, J., Göckener, B., Eichhorn, M., Kotthoff, M., Bücking, M., Schafft, H., Lahrssen-Wiederholt, M. & Numata, J. (2020) Transfer of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) from Feed into the Eggs of Laying Hens. Part 2: Toxicokinetic Results Including the Role of Precursors. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **68**, 12539-12548.
- Krippner, J., Falk, S., Brunn, H., Georgii, S., Schubert, S. & Stahl, T. (2015) Accumulation Potentials of Perfluoroalkyl Carboxylic Acids (PFCAs) and Perfluoroalkyl Sulfonic Acids (PFSAs) in Maize (*Zea mays*). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, **63**, 3646-3653.
- Kwan, W.C. (2001) Physical Property Determination of Perfluorinated Surfactants *Department of Chemistry*. University of Toronto, Ottawa, Canada, pp. 81.
- Lasee, S., Subbiah, S., Deb, S., Karnjanapiboonwong, A., Payton, P. & Anderson, T.A. (2020) The Effects of Soil Organic Carbon Content on Plant Uptake of Soil Perfluoro Alkyl Acids (PFAAs) and the Potential Regulatory Implications. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **40**, 820-833.
- Lasee, S., Subbiah, S., Thompson, W.A., Karnjanapiboonwong, A., Jordan, J., Payton, P. & Anderson, T.A. (2019) Plant Uptake of Per- and Polyfluoroalkyl Acids under a Maximum Bioavailability Scenario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **38**, 2497-2502.
- Lasters, R., Groffen, T., Eens, M., Coertjens, D., Gebbink, W.A., Hofman, J. & Bervoets, L. (2022) Home-produced eggs: An important human exposure pathway of perfluoroalkylated substances (PFAS). *Chemosphere*, **308**, 136283.
- 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. *Environment International*, **181**, 108300.
- Lesmeister, L., Lange, F.T., Breuer, J., Biegel-Engler, A., Giese, E. & Scheurer, M. (2021) Extending the knowledge about PFAS bioaccumulation factors for agricultural plants – A review. *Science of The Total Environment*, **766**, 142640.
- Li, L., Ming, B., Xie, R., Wang, K., Hou, P., Gao, S., Chu, Z., Zhang, W., Huang, Z., Li, H., Zhou, X. & Li, S. (2021) The stability and variability of maize kernel moisture content at physiological maturity. *Crop Science*, **61**, 704-714.
- Li, P., Oyang, X., Zhao, Y., Tu, T., Tian, X., Li, L., Zhao, Y., Li, J. & Xiao, Z. (2019) Occurrence of perfluorinated compounds in agricultural environment, vegetables, and fruits in regions influenced by a fluorine-chemical industrial park in China. *Chemosphere*, **225**, 659-667.

- Lijzen, J.P.A., Janssen, M.P.M., Van Herwijnen, R., Wintersen, A.M., Zijp, M.C. & Posthuma, C.J.A.M. (2011) Verkenning doelstelling voor herstel verontreiniging met PFOS. RIVM, Bilthoven, Netherlands, pp. 38.
- Lijzen, J.P.A., Wassenaar, P.N.H., Smit, C.E., Posthuma, C.J.A.M., Brand, E., Swartjes, F., Verbruggen, E.M.J. & Versteegh, J.F.M. (2018) Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater. Uitwerking ten behoeve van generiek en gebiedsspecifiek beleid (herziene versie). RIVM, Bilthoven, Netherlands, pp. 96.
- Liu, Y., Zhang, Q., Li, Y., Hao, Y., Li, J., Zhang, L., Wang, P., Yin, Y., Zhang, S., Li, T., Wang, Y., Dong, S., Wei, S., Zhang, W., Su, X. & Li, X. (2022a) Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in raw milk and feed from nine Chinese provinces and human exposure risk assessment. *Chemosphere*, **300**, 134521.
- Liu, Z., Lu, Y., Shi, Y., Wang, P., Jones, K., Sweetman, A.J., Johnson, A.C., Zhang, M., Zhou, Y., Lu, X., Su, C., Sarvajayakesavaluc, S. & Khan, K. (2017) Crop bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl acids through multi-media transport from a mega fluorochemical industrial park, China. *Environment International*, **106**, 37-47.
- Liu, Z., Lu, Y., Song, X., Jones, K., Sweetman, A.J., Johnson, A.C., Zhang, M., Lu, X. & Su, C. (2019) Multiple crop bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl substances around a mega fluorochemical industrial park, China: Implication for planting optimization and food safety. *Environment International*, **127**, 671-684.
- Liu, Z., Xu, C., Johnson, A.C., Sun, X., Ding, X., Ding, D., Liu, S. & Liang, X. (2022b) Source apportionment and crop bioaccumulation of perfluoroalkyl acids and novel alternatives in an industrial-intensive region with fluorochemical production, China: Health implications for human exposure. *Journal of Hazardous Materials*, **423**, 127019.
- Lv, L., Liu, B., Zhang, B., Yu, Y., Gao, L. & Ding, L. (2023) A systematic review on distribution, sources and sorption of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in soil and their plant uptake. *Environmental Research*, **231**, 116156.
- Mackay, D., Arnot, J.A., Gobas, F.A.P.C. & Powell, D.E. (2013) Mathematical relationships between metrics of chemical bioaccumulation in fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **32**, 1459-1466.
- McLachlan, M.S., Felizeter, S., Klein, M., Kotthoff, M. & De Voogt, P. (2019) Fate of a perfluoroalkyl acid mixture in an agricultural soil studied in lysimeters. *Chemosphere*, **223**, 180-187.
- Meneses, M., Schuhmacher, M. & Domingo, J.L. (2002) A design of two simple models to predict PCDD/F concentrations in vegetation and soils. *Chemosphere*, **46**, 1393-1402.
- Meylan, W.M. & Howard, P.H. (2005) Estimating octanol-air partition coefficients with octanol-water partition coefficients and Henry's law constants. *Chemosphere*, **61**, 640-644.
- Mikkonen, A.T., Martin, J., Upton, R.N., Moenning, J.-L., Numata, J., Patrick. Taylor, M., Roberts, M.S. & Mackenzie, L. (2023) Dynamic exposure and body burden models for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) enable management of food safety risks in cattle. *Environment International*, **180**, 108218.
- Monsees, H., Suhl, J., Paul, M., Kloas, W., Dannehl, D. & Würtz, S. (2019) Lettuce (*Lactuca sativa*, variety Salanova) production in decoupled aquaponic systems: Same yield and

- similar quality as in conventional hydroponic systems but drastically reduced greenhouse gas emissions by saving inorganic fertilizer. *PLOS ONE*, **14**, e0218368.
- Morales-McDevitt, M.E., Becanova, J., Blum, A., Bruton, T.A., Vojta, S., Woodward, M. & Lohmann, R. (2021) The Air That We Breathe: Neutral and Volatile PFAS in Indoor Air. *Environmental Science & Technology Letters*, **8**, 897-902.
- Moroi, Y., Yano, H., Shibata, O. & Yonemitsu, T. (2001) Determination of acidity constants of perfluoroalkanoic acids. *Bulletin of the Chemical Society of Japan*, **74**, 667-672.
- Munoz, G., Budzinski, H. & Labadie, P. (2017) Influence of Environmental Factors on the Fate of Legacy and Emerging Per- and Polyfluoroalkyl Substances along the Salinity/Turbidity Gradient of a Macrotidal Estuary. *Environ Sci Technol*, **51**, 12347-12357.
- Mussabek, D., Ahrens, L., Persson, K.M. & Berndtsson, R. (2019) Temporal trends and sediment–water partitioning of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in lake sediment. *Chemosphere*, **227**, 624-629.
- Navarro, I., de la Torre, A., Sanz, P., Porcel, M.Á., Pro, J., Carbonell, G. & Martínez, M.d.I.Á. (2017) Uptake of perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants by crop plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Research*, **152**, 199-206.
- OECD (2002) Hazard assessment of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and its salts. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France, pp. 178.
- OECD (2013) Synthesis paper on per- and polyfluorinated chemicals (PFCs)-OECD/UNEP Global PFC Group. OECD/UNEP Global PFC Group, Paris, France, pp. 60.
- OECD (2018) Toward a new comprehensive global database of Per- and Polyfluoroalkyl substances (PFASs): Summary report on updating the OECD 2007 list of Per- and Polyfluoroalkyl substances (PFASs) *Series on Risk Management*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, France, pp. 24.
- OVAM (2016) Basisinformatie voor risico-evaluaties: werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden. VITO, pp. 73.
- OVAM (2022) Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater. OVAM, Mechelen, Belgium, pp. 18.
- Pancras, T., Bentum van, E. & Slenders, H. (2018) Poly- en PerFluor Alkyl Stoffen (PFAS). Kennisdocument over stofeigenschappen, gebruik, toxicologie, onderzoek en sanering van grond en grondwater. Expertisecentrum PFAS-Nederland. Expertisecentrum PFAS, pp. 86.
- Pankow, J.F. (1987) Review and comparative analysis of the theories on partitioning between the gas and aerosol particulate phases in the atmosphere. *Atmospheric Environment*, **21**, 2275-2283.
- Peters, J., Berghmans, P., Jacobs, G., Voorspoels, S., Spruyt, M., Bertels, D., De Brouwere, K., Hofman, J., Hufkens, N., Poelmans, E. & Van Deun, M. (2022) Studie naar PFAS in lucht en deposities in de omgeving van 3M en Zwijndrecht. VITO, Mol, Belgium, pp. 63.



- Qi, Y., Cao, H., Pan, W., Wang, C. & Liang, Y. (2022) The role of dissolved organic matter during Per- and Polyfluorinated Substance (PFAS) adsorption, degradation, and plant uptake: A review. *Journal of Hazardous Materials*, **436**, 129139.
- Samsøe-Petersen, L., Larsen, E.H., Larsen, P.B. & Bruun, P. (2002) Uptake of Trace Elements and PAHs by Fruit and Vegetables from Contaminated Soils. *Environmental Science & Technology*, **36**, 3057-3063.
- Seuntjens, P., Joris, I., Patyn, J., Bronders, J., Cornelis, C., Van Gestel, G., Engels, R. & Longueville, G. (2005) Bepaling van risico's door uitloging en beschrijving evolutie van de bodemkwaliteit - Deel 1: opstellen methodiek. OVAM, pp. 154.
- Steele, W.V., Chirico, R.D., Knipmeyer, S.E. & Nguyen, A. (2002) Measurements of vapor pressure, heat capacity, and density along the saturation line for cyclopropane carboxylic acid, N,N-diethylethanolamine, 2,3-dihydrofuran, 5-hexen-2-one, perfluorobutanoic acid, and 2-phenylpropionaldehyde. *J Chem Eng Data*, **47**, 715-724.
- Su, H., Shi, Y., Lu, Y., Wang, P., Zhang, M., Sweetman, A., Jones, K. & Johnson, A. (2017) Home produced eggs: An important pathway of human exposure to perfluorobutanoic acid (PFBA) and perfluorooctanoic acid (PFOA) around a fluorochemical industrial park in China. *Environment International*, **101**, 1-6.
- Touchant, K., Van Holderbeke, M., De Brouwere, K., Geerts, L., Joris, I., Torfs, R. & Seuntjens, P. (2022) Bindend normenkader voor PFOS en PFOA. VITO, pp. 61.
- Touchant, K., Vanermen, G., Patyn, J., De Wit, J., Van Gestel, G., Dedecker, D., Van Geert, K. & Van Campenhout, K. (2021) Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'emerging contaminants' – DEEL 2: Afleiden streefwaarden voor perfluorverbindingen.
- Trapp, S. (2002) Dynamic root uptake model for neutral lipophilic organics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **21**, 203-206.
- Trapp, S., Cammarano, A., Capri, E., Reichenberg, F. & Mayer, P. (2007) Diffusion of PAH in Potato and Carrot Slices and Application for a Potato Model. *Environmental Science & Technology*, **41**, 3103-3108.
- Trapp, S. & Matthies, M. (1995) Generic One-Compartment Model for Uptake of Organic Chemicals by Foliar Vegetation. *Environmental Science & Technology*, **29**, 2333-2338.
- U.S. Department of Agriculture (2019a) Peas, green, raw.
- U.S. Department of Agriculture (2019b) Radishes, raw.
- U.S. Department of Agriculture (2022) Lettuce, leaf, green, raw.
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA) (2001) Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume III - Part A, Process for Conducting Probabilistic Risk Assessment. U.S. EPA, Washington, DC, pp. 385.

- US-EPA (2012) Estimating Physical / Chemical and Environmental Fate Properties with EPI Suite™ *Sustainable Futures / P2 Framework Manual*. US-EPA Office of Chemical Safety and Pollution Prevention, Washington, DC, pp. 22.
- US-EPA (2022) Toxicological Review of Perfluorobutanoic Acid (PFBA, CASRN 375-22-4) and Related Salts. Integrated Risk Information System, Washington DC, pp. 145.
- US EPA (2022) IRIS Toxicological Review of Perfluorobutanoic Acid (PFBA, CASRN 375-22-4) and Related Salts, pp. 145.
- Van Holderbeke, M., Bierkens, J. & Geerts, L. (2020) Proposal for soil remediation values for perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA). Study carried out on behalf of OVAM, pp. 169.
- Van Holderbeke, M., Bierkens, J., Geerts, L., Touchant, K., Van Gestel, G., Dedecker, D. & Ceenaeme, J. (2022) Toetsingswaarden voor PFOS en PFOA in bodem en voor PFAS in grondwater, pp. 18.
- Van Holderbeke, M., Vanderbeke, A., Purece, A., Geerts, L., Maertens, M., Peters, J., De Brouwere, K., Joris, I. & Berghmans, P. (2024) Afleiden van toetsingswaarden voor depositie van dioxines en dioxineachtige PCB's.
- Van Raamsdonk, L.W.D., Kan, C.A., Meijer, G.A.L. & Kemme, P.A. (2007) Kerngetallen van enkele landbouwhuisdieren en hun consumptiepatronen. RIKILT - Instituut voor Voedselveiligheid, Wageningen, NL, pp. 30.
- Vanermen, G., Touchant, K., Patyn, J., De Wit, J., Van Gestel, G., Dedecker, D., Van Geert, K. & Van Campenhout, K. (2021) Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'emerging contaminants' – Deel 2: Afleiden streefwaarden voor perfluorverbindingen, pp. 34.
- Vanhooren, H., Vangheluwe, M., Van Holderbeke, M., Vanderbeke, A., Purece, A., Geerts, L., Maertens, M., Joris, I., Peeters, P.H. & Berghmans, P. (2024) Bepalen gezondheidskundige toetsingswaarden voor PFAS in omgevingslucht en in depositie – draft omgevingslucht. VITO
- ARCHE.
- Vestergren, R., Orata, F., Berger, U. & Cousins, I.T. (2013) Bioaccumulation of perfluoroalkyl acids in dairy cows in a naturally contaminated environment. *Environmental Science and Pollution Research*, **20**, 7959-7969.
- Vonk, M.W. (1985) Permeatie van organische verbindingen door leidingmaterialen. KIWA, pp. 529-538.
- Vrancken, K. (2022) Verspreiding en risico's van PFAS in Vlaanderen. Derde tussentijds rapport van de opdrachthouder voor de aanpak van de PFAS-problematiek aangesteld door de Vlaamse Regering, Brussels, Belgium, pp. 53.
- Wang, W., Rhodes, G., Ge, J., Yu, X. & Li, H. (2020) Uptake and accumulation of per- and polyfluoroalkyl substances in plants. *Chemosphere*, **261**, 127584.
- Wang, Z., MacLeod, M., Cousins, I.T., Scheringer, M. & Hungerbühler, K. (2011) Using COSMOtherm to predict physicochemical properties of poly- and perfluorinated alkyl substances (PFASs). *Environmental Chemistry*, **8**, 389-398.

- Washburn, S.T., Bingman, T.S., Braithwaite, S.K., Buck, R.C., Buxton, L.W., Clewell, H.J., Haroun, L.A., Kester, J.E., Rickard, R.W. & Shipp, A.M. (2005) Exposure assessment and risk characterization for perfluorooctanoate in selected consumer articles. *Environ Sci Technol*, **39**, 3904-3910.
- Wen, B., Li, L., Zhang, H., Ma, Y., Shan, X.-Q. & Zhang, S. (2014) Field study on the uptake and translocation of perfluoroalkyl acids (PFAAs) by wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in biosolids-amended soils. *Environmental Pollution*, **184**, 547-554.
- WHO (2000) Air quality guidelines for Europe. 2nd edition. In WHO (ed) *WHO regional publications. European series*. WHO, pp. 273.
- WHO (2010) *WHO guidelines for indoor air quality - selected pollutants*. World Health Organization, Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- Wilson, T.B., Stevenson, G., Crough, R., de Araujo, J., Fernando, N., Anwar, A., Scott, T., Quinteros, J.A., Scott, P.C. & Archer, M.J.G. (2020) Evaluation of Residues in Hen Eggs After Exposure of Laying Hens to Water Containing Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **40**, 735-743.
- Xiang, L., Qiu, J., Chen, Q.-Q., Yu, P.-F., Liu, B.-L., Zhao, H.-M., Li, Y.-W., Feng, N.-X., Cai, Q.-Y., Mo, C.-H. & Li, Q.X. (2023) Development, Evaluation, and Application of Machine Learning Models for Accurate Prediction of Root Uptake of Per- and Polyfluoroalkyl Substances. *Environmental Science & Technology*.
- Xiao, F., Simcik, M.F., Halbach, T.R. & Gulliver, J.S. (2015) Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in soils and groundwater of a U.S. metropolitan area: Migration and implications for human exposure. *Water Research*, **72**, 64-74.
- Xu, B., Qiu, W., Du, J., Wan, Z., Zhou, J.L., Chen, H., Liu, R., Magnuson, J.T. & Zheng, C. (2022) Translocation, bioaccumulation, and distribution of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in plants. *iScience*, **25**, 104061.
- Xu, C., Song, X., Liu, Z., Ding, X., Chen, H. & Ding, D. (2021) Occurrence, source apportionment, plant bioaccumulation and human exposure of legacy and emerging per- and polyfluoroalkyl substances in soil and plant leaves near a landfill in China. *Science of The Total Environment*, **776**, 145731.
- Yao, Y., Zhao, Y., Sun, H., Chang, S., Zhu, L., Alder, A.C. & Kannan, K. (2018) Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Indoor Air and Dust from Homes and Various Microenvironments in China: Implications for Human Exposure. *Environmental Science & Technology*, **52**, 3156-3166.
- Zhang, L., Sun, H., Wang, Q., Chen, H., Yao, Y., Zhao, Z. & Alder, A.C. (2019) Uptake mechanisms of perfluoroalkyl acids with different carbon chain lengths (C2-C8) by wheat (*Triticum acstivnm* L.). *Science of The Total Environment*, **654**, 19-27.
- Zhang, M., Wang, P., Lu, Y., Lu, X., Zhang, A., Liu, Z., Zhang, Y., Khan, K. & Sarvajayakesavalu, S. (2020) Bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in vegetables from the largest vegetable production base of China. *Environment International*, **135**, 105347.

- Zhang, X., Brown, T.N., Wania, F., Heimstad, E.S. & Goss, K.-U. (2010) Assessment of chemical screening outcomes based on different partitioning property estimation methods. *Environment International*, **36**, 514-520.
- Zhang, Y., Meng, W., Guo, C., Xu, J., Yu, T., Fan, W. & Li, L. (2012) Determination and partitioning behavior of perfluoroalkyl carboxylic acids and perfluorooctanesulfonate in water and sediment from Dianchi Lake, China. *Chemosphere*, **88**, 1292-1299.
- Zheng, G., Boor, B.E., Schreder, E. & Salamova, A. (2020) Indoor exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in the childcare environment. *Environmental Pollution*, **258**, 113714.

## BIJLAGE A

Tabel 39: Overzicht individuele experimentele log  $K_{OC}$ -waarden (l/kg)

Referentie	log $K_{OC}$
Mussabek <i>et al.</i> (2019)	1,4
	1,5
McLachlan <i>et al.</i> (2019)	1,11
	1,45
Campos Pereira <i>et al.</i> (2018)	1,3
	1,3
	1,2
	1,2
	1,1
	1,1
	1,2
	1,1
	1,0
	-0,2
	0,8
	-0,8
	0,8
1,0	
0,5	
-0,1	
0,7	
0,5	
-0,6	

Tabel 40: Berekening log  $K_{OC}$ -waarden (l/kg) steunende op observaties Zhang *et al.* (2012)

Staal	log $K_d$	$K_d$	$f_{OC}$	$K_{OC}^*$	log $K_{OC}$
S1	1,45	28,18	4,04	697,62	2,84
S2	1,43	26,92	5,22	515,62	2,71
S4	1,27	18,62	2,34	795,76	2,90
Gemiddelde	$1,38 \pm 0,99$				$2,82 \pm 0,97$

\*  $K_{OC}$  werd berekend via methode van Zhang *et al.* (2012), nl. via  $K_{OC} = K_d/f_{OC}$

Tabel 41: Berekening gemiddelde log K<sub>OC</sub>-waarde (l/kg)

Referentie	log K <sub>OC</sub>	Referentie	log K <sub>OC</sub>
Campos Pereira <i>et al.</i> (2018)	1,3	Mussabek <i>et al.</i> (2019)	1,4
	1,3		1,5
	1,2	McLachlan <i>et al.</i> (2019)	1,11
	1,2		1,45
	1,1	Munoz <i>et al.</i> (2017)	2,62
	1,1		2,62
	1,2		2,62
	1,1	Guelfo and Higgins (2013)	1,88
	1		1,88
	-0,2		1,88
	0,8	Zhang <i>et al.</i> (2012)	2,84
	-0,8		2,71
	0,8		2,9
	1	Fabregat-Palau <i>et al.</i> (2021)	0,36
	0,5		0,36
-0,1		0,36	
0,7		0,36	
0,5		0,36	
-0,6		0,36	
Gemiddelde log K <sub>OC</sub> 1,10 ± 0,93			

## BIJLAGE B

### Situering van de gemeten PFBA-depositie in functie van de berekende toetsingswaarden

In vergelijking met de maximaal gemeten depositie (1,858  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ ) liggen de toetsingswaarden minimaal een factor 2 hoger, met uitzondering van één berekeningsmethode (100 ng/l (Van Holderbeke *et al.*, 2022), zie Tabel 42) waarvoor de afgeleide toetsingswaarde (0,14  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ ) lager is dan de maximaal gemeten depositie. Op een totaal van 362 PFBA depositiemetingen liggen 13 meetwaarden (3,5%) boven de voorgestelde toetsingswaarde van 0,14  $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ . Merk op dat de toetsing van individuele (kortstondige) metingen aan de toetsingswaarde indicatief is omdat het toetsingskader werd opgesteld vanuit een chronische langdurige blootstelling. Zoals blijkt uit deze analyse kan er door tijdsvariatie van individuele meetresultaten een meetwaarde boven de toetsingswaarde liggen terwijl het gemiddelde over de meetcampagne onder de toetsingswaarde blijft. In een dergelijke situatie is de beoordeling dat de toetsingswaarde niet overschreden is.

Tabel 42: Voorgestelde toetsingswaarden voor de depositie van PFBA en situering van de depositiemetingen in functie hiervan.

Model	Toetsingswaarde	Berekende toetsingswaarde voor depositie ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ )	Situering t.o.v. gemiddelde gemeten deposities <sup>(a)</sup>	Situering t.o.v. maximaal gemeten deposities <sup>(b)</sup>
F - L e a c h (bodem)	2,5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ds bodem (waarde vrij gebruik)	3,82	136	2
F - L e a c h (grondwater)	6000 ng/l (Geerts & Van Holderbeke, 2023)	8,63	308	5
	100 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2022)	0,14	5	0,08
	6000 ng/l (Geerts & Van Holderbeke, 2023)	8,63	308	5
	100 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2022)	/		
S-Risk	$1 \times 10^{-3}$ mg/kg lg/d (US-EPA, 2022), landbouwscenario's	22,6 – 354,9	869	43
	$1 \times 10^{-3}$ mg/kg lg/d (US-EPA, 2022), scenario's wonen met moestuin	146,4 – 914,0	2252	79
	$1 \times 10^{-3}$ mg/kg lg/d (US-EPA, 2022), industriescenario's	$2,23 \times 10^5$ – $1,58 \times 10^{20}$	$1,3 \times 10^7$	$5,1 \times 10^5$

(a) berekend als de ratio van de voorgestelde toetsingswaarde op de gemiddelde gemeten depositie. Voor de F-Leach scenario's werd de gemiddelde gemeten depositie over alle meetlocaties in rekening gebracht, voor de S-Risk scenario's werden gemiddelde gemeten

deposities voor respectievelijk landbouw en natuur, wonen en recreatie en industrie in rekening gebracht. Voor de S-Risk scenario's werd gerekend met de laagste toetsingswaarde. (b) berekeningsmethode idem als in (a), maar met maximum meetwaarde i.p.v. het gemiddelde.

### ***Situering van de gemeten PFOS-depositie in functie van de berekende toetsingswaarden***

De berekende toetsingswaarden voor depositie voor PFOS variëren tussen 0,003 tot 0,2  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$  voor de verschillende berekeningen met F-Leach. De gemiddelde gemeten PFOS depositie in Vlaanderen (0,047) situeert zich binnen dit bereik. De gemiddelde gemeten PFOS depositie ligt 2 tot 4 keer onder de berekende toetsingswaarden in 3 van de 4 berekende scenario's (Tabel 42). De laagste toetsingswaarde (0,003  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ) is een grootteorde lager dan de gemiddelde PFOS-depositie in Vlaanderen.

Met S-Risk werden toetsingswaarden afgeleid voor landbouw, wonen en industrie. De depositiemetingen uitgevoerd in overeenstemmende bestemmingszone werden vergeleken met de toetsingswaarden. Voor de landbouwscenario's is de gemiddelde gemeten PFOS depositie (0,083  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ) hoger dan de toetsingswaarden (0,011-0,017 en  $<0$   $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ). Voor wonen met moestuin is de gemiddelde gemeten PFOS depositie (0,009  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ) 28 keer lager dan de toetsingswaarde (ondergrens 0,25  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ). Voor industrie ligt de gemiddelde concentratie (0,013  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ) drie grootteordes onder de laagste toetsingswaarde (23,21  $\mu\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dag}$ ).



Tabel 43: Voorgestelde toetsingswaarden voor de depositie van PFOS en situering van de depositiemetingen in functie hiervan.

Model	Toetsingswaarde	Berekende toetsingswaarde voor de depositie ( $\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{dag}$ )	Situering t.o.v. gemiddelde gemeten deposities <sup>(a)</sup>	Situering t.o.v. individuele depositiemetingen, percentielwaarde <sup>(b)</sup>
F - L e a c h (bodem)	3 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ds bodem (waarde vrij gebruik, OVAM (2022))	0,2	4	0,95
F - L e a c h (grondwater)	4 ng/l (Hoge Gezondheidsraad, 2024)	$3,30 \times 10^{-3}$	0,07	0,39
	100 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2022) <sup>2</sup>	$8,26 \times 10^{-2}$	2	0,91
	120 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2020)	$9,92 \times 10^{-2}$	2	0,93
	4 ng/l (Hoge Gezondheidsraad, 2024)	/	/	/
	100 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2022)	/	/	/
	120 ng/l (Van Holderbeke <i>et al.</i> , 2020)	/	/	/
S-Risk	$6,3 \times 10^{-7}$ mg/kg lg/d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), landbouwscenario's <sup>2</sup>	$11,37 \times 10^{-3}$ – $17,87 \times 10^{-3}$	0,14	0,51
	$6,3 \times 10^{-7}$ mg/kg lg/d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), landbouwscenario's <sup>3</sup>	< 0	boven toetsingswaarde	0
	$6,3 \times 10^{-7}$ mg/kg lg/d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), scenario's wonen met moestuin	0,25 – 0,74	28	1
	$6,3 \times 10^{-7}$ mg/kg lg/d (EFSA CONTAM Panel <i>et al.</i> , 2020), industriescenario's	23,21 – $\infty$	1,79E+03	1

(a) berekend als de ratio van de voorgestelde toetsingswaarde op de gemiddelde gemeten depositie. Voor de F-Leach scenario's werd de gemiddelde gemeten depositie over alle meetlocaties in rekening gebracht, voor de S-Risk scenario's werden gemiddelde gemeten deposities voor respectievelijk landbouw en natuur, wonen en recreatie en industrie in rekening gebracht. Voor de S-Risk scenario's werd gerekend met de laagste toetsingswaarde.

(b) berekende percentielwaarde van de verschillende toetsingswaarden in de gemeten PFOS depositie distributie. Interpretatie: percentielwaarde x 100% geeft percentage metingen dat lager is dan de respectievelijke toetsingswaarde. Voor de S-Risk scenario's werd rekening gehouden met zonering (landbouw, wonen, industrie).

**vision on technology  
for a better world**

