

Bindend normenkader voor PFOS en PFOA

Studie uitgevoerd in opdracht van: OVAM en kabinet van minister
Demir

Referentie: 2022/RMA/R/2774

Versie 5 Oktober 2022

Bindend normenkader voor PFOS en PFOA

Finale versie dd. 5 oktober 2022

VITO
Boeretang 200
2400 MOL
Belgium
BTW No: BE0244.195.916
vito@vito.be – www.vito.be
IBAN BE34 3751 1173 5490 BBRUBEBB

AUTEURS

Kaat Touchant, Mirja Van Holderbeke, Katleen De Brouwere, Lieve Geerts, Ingeborg Joris, Rudi Torfs, Piet Seuntjens

Distributie: beperkt

I

Ref: 2022/RMA/R/2774

Dit rapport is de weerslag van een onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek op basis van de stand van de kennis van wetenschap en techniek beschikbaar bij VITO op het moment van het onderzoek. Alle intellectuele eigendomsrechten, waaronder het auteursrecht, op dit rapport berusten bij de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek ("VITO"), Boeretang 200, BE-2400 Mol, RPR Turnhout BTW BE 0244.195.916. Dit rapport kan zonder de voorafgaande schriftelijke toestemming van VITO niet geheel of gedeeltelijk worden gereproduceerd of worden gebruikt voor het instellen van claims, voor het voeren van gerechtelijke procedures, voor reclame of antireclame en ten behoeve van werving in meer algemene zin. Tenzij uitdrukkelijk anders bepaald is de informatie zoals verstrekt in dit rapport van vertrouwelijk aard en kan dit rapport, of delen ervan, niet worden verspreid aan derden. In het geval dat reproductie of verspreiding wel is toegestaan, vb. door de vermelding "algemene verspreiding", is bronvermelding verplicht.

VERSPREIDINGSLIJST

OVAM

Kabinet van minister Demir

Distributie: beperkt

II

Ref: 2022/RMA/R/2774

Dit rapport is de weerslag van een onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek op basis van de stand van de kennis van wetenschap en techniek beschikbaar bij VITO op het moment van het onderzoek. Alle intellectuele eigendomsrechten, waaronder het auteursrecht, op dit rapport berusten bij de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek ("VITO"), Boeretang 200, BE-2400 Mol, RPR Turnhout BTW BE 0244.195.916. Dit rapport kan zonder de voorafgaande schriftelijke toestemming van VITO niet geheel of gedeeltelijk worden gereproduceerd of worden gebruikt voor het instellen van claims, voor het voeren van gerechtelijke procedures, voor reclame of antireclame en ten behoeve van werving in meer algemene zin. Tenzij uitdrukkelijk anders bepaald is de informatie zoals verstrekt in dit rapport van vertrouwelijk aard en kan dit rapport, of delen ervan, niet worden verspreid aan derden. In het geval dat reproductie of verspreiding wel is toegestaan, vb. door de vermelding "algemene verspreiding", is bronvermelding verplicht.

INHOUDSTAFEL

Auteurs	I
Verspreidingslijst	II
Inhoudstafel	III
Lijst van Figuren	IV
Lijst van tabellen	V
1 Inleiding	1
2 Herziening normenkader PFOS en PFOA	3
2.1 Herziening humane bodemsaneringsnormen	4
2.1.1 Herziene gezondheidkundige grenswaarde	6
2.1.2 Actualisatie achtergrondblootstelling en -concentraties in voeding	8
2.1.3 Humane bodemsaneringsnormen	11
2.2 Herziening waarde vrij gebruik van bodem / richtwaarde en bouwkundig bodemgebruik	13
2.2.1 Waarde vrij gebruik van bodem/richtwaarde	13
2.2.2 Waarde bouwkundig bodemgebruik	15
2.3 Herziening normenkader vaste deel van de aarde	17
2.4 Conclusies normenkader vaste deel van de aarde	19
2.5 Kadering gebruik bodemsaneringsnormen in bodembeleid	25
2.5.1 Impact normenkader op methodologie DAEB	26
2.5.2 Impact EFSA 2020 op de locatiespecifieke humane risico-evaluatie	33
2.5.3 Relatie normenkader en verspreidingsrisico (BBO-fase)	45
2.5.4 Relatie normenkader en terugsaneerwaarden (BSP-fase)	48
2.5.5 Uitwerking bijkomende richtlijnen voor eBSD	50
3 Aanpak bouwkundigE TOEPASSINGEN (bouwkundig bodemgebruik en gebruik in vormvast product)	51
3.1 Voorstel voor beslissingsschema bouwkundig bodemgebruik	51
3.2 Sitespecifieke aanpak – toetsing stand-still	52
3.2.1 Uitgangspunten	52
3.2.2 Toetsing van de uitloging	52
3.2.3 Sitespecifieke berekeningen	52
3.2.4 Toepassing in grondverzetsregeling	56
Literatuurlijst	57
Bijlage A: Onderbouwing van EFSA TWI (2020) voor som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS (de 4 EFSA PFAS verbindingen)	59

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1: Criteria voor een duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging ...	28
Figuur 2: Selectie van de risicogebaseerde terugsaneerwaarde	49
Figuur 3: Voorstel voor beslissingsschema voor bouwkundig bodemgebruik.....	51
Figuur 4: Voorbeeld van ophoging op aangerijkte bodem met een gemiddelde sorptie in de bodem ($f_{os}= 0,02$) en een hoge verdunning in grondwater (dilutiefactor $DF=9,26$) en de berekende concentraties in grondwater bij verschillende K_D -waarden voor de toepassing...53	
Figuur 5: Voorbeeld van ophoging op aangerijkte bodem met een hoge sorptie in de bodem ($f_{os}= 0,05$) en een hoge verdunning in grondwater (dilutiefactor $DF=9,26$) en de berekende concentraties in grondwater bij verschillende toepassingsscenario's.	54
Figuur 6: Voorbeeld van een evaluatie op projectniveau met boven de schematische weergave van de verschillende activiteiten en onderaan de berekende concentratie in grondwater bij die activiteit.	55
Figuur 7: Berekende effect op het niveau van het projectgebied van het gecombineerde effect van verschillende grondbewegingen op de concentratie in het grondwater.....	55

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1 – Normen voor dierlijke levensmiddelen ($\mu\text{g/kg}$ vg).....	5
Tabel 2 – Achtergrondblootstelling via voeding in S-Risk (EFSA 2012 versus EFSA 2020, België, gemiddelde lower bound aannames)	8
Tabel 3 – Achtergrondconcentraties (AC) in S-Risk (EFSA 2012 versus EFSA 2020, gemiddelde lower bound aannames)	8
Tabel 4 – Gemiddelde achtergrondblootstelling (ng/kg lw.d, lower bound) via voeding o.b.v. EFSA 2012 en EFSA 2020	9
Tabel 5: Aandeel van de verschillende voedselcategorieën (%) aan de blootstelling van Belgische volwassenen en kleuters aan PFOS via commerciële voeding (berekend op basis van gemiddelde LB blootstellingsdata in tabel A8, Annex A, EFSA 2020).....	9
Tabel 6 – Gehanteerde toxicologische referentiewaarden	11
Tabel 7 – Overzicht humane bodemsaneringsnormen PFOS ($\mu\text{g/kg}$ ds).....	12
Tabel 8 – Overzicht humane bodemsaneringsnormen PFOA ($\mu\text{g/kg}$ ds).....	12
Tabel 9 – Berekende grenswaarden voor PFOS en PFOA uitgaande van een concentratie in grondwater van $0,1 \mu\text{g/l}$	14
Tabel 10 – Overzicht van streefwaarden, waarden vrij gebruik en BSN II ($\mu\text{g/kg}$ ds).....	15
Tabel 11 – Overzicht normenkader PFOS en PFOA ($\mu\text{g/kg}$ ds).....	19
Tabel 12: Berekende concentraties in grondwater ($\mu\text{g/l}$) bij toepassing van de standaardscenario's (en een aangepast scenario voor een gemiddelde onderliggende bodem) voor de gemiddelde concentratie in onbelaste bodems, de waarde vrij gebruik en 2 keer de waarde vrij gebruik.....	22
Tabel 13 – Risico-indexen (RI) en orale blootstellingsdosissen gekoppeld aan BSN II van het normenkader, de streefwaarde, waarde vrij gebruik, de beleidsmatige BSN II EFSA 2020 en BSN II van het tijdelijk handelingskader.	22
Tabel 14 – Risico-indexen (RI) en orale blootstellingsdosissen voor het standaard landbouwscenario, het scenario 'geen melk' en het scenario 'akker' en dit voor de beleidsmatige bodemconcentraties voor BSN II EFSA 2020 van $3,8 \mu\text{g/kg}$ ds voor PFOS en $2,5 \mu\text{g/kg}$ ds voor PFOA.	23
Tabel 15 – Toetsen van voorspelde concentraties in levensmiddelen aan actielimieten en toekomstige normen.	24
Tabel 16 – Overzicht door S-Risk voorspelde PFOS-concentraties in groenten bij verschillende bodemconcentraties	36
Tabel 17 – Overzicht orale blootstelling bij aanpassing van de PFOS concentratie in groenten en $\text{LOQ} = 0,1 \mu\text{g/kg}$ vg.....	37
Tabel 18 – Overzicht door S-Risk voorspelde PFOA-concentraties in groenten bij een bodemconcentraties van $7,9 \mu\text{g PFOA/kg}$ ds.....	38
Tabel 19 – Overzicht orale blootstelling bij aanpassing van de PFOA concentratie in groenten en $\text{LOQ} = 0,1 \mu\text{g/kg}$ vg.....	38
Tabel 20 – Consumptiehoeveelheden voor eieren in S-Risk (g/d)	40
Tabel 21 – Ei-gehalten (ng/g vg of $\mu\text{g/kg}$ vg) uit PFAS@home studie	41
Tabel 22 - PFOS-concentraties in ei (ng/g of $\mu\text{g/kg}$ vg) en in regen- en leidingwater (ng/L) bij bodemconcentraties onder de streefwaarde ($1,5 \mu\text{g/kg}$ ds) – D'Hollander et al., 2011.	42
Tabel 23 - Groepering 36 PFAS in 3 groepen, zijnde de PFCA, de PFSA en de 'andere' PFAS (scheefgedrukte PFAS worden indicatief bepaald)	43
Tabel 24: Aantal technische verslagen met analyse van PFAS en aantal met overschrijdingen van de waarden 3-3-8.	56

Distributie: beperkt

V

Ref: 2022/RMA/R/2774

Dit rapport is de weerslag van een onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek op basis van de stand van de kennis van wetenschap en techniek beschikbaar bij VITO op het moment van het onderzoek. Alle intellectuele eigendomsrechten, waaronder het auteursrecht, op dit rapport berusten bij de Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek ("VITO"), Boeretang 200, BE-2400 Mol, RPR Turnhout BTW BE 0244.195.916. Dit rapport kan zonder de voorafgaande schriftelijke toestemming van VITO niet geheel of gedeeltelijk worden gereproduceerd of worden gebruikt voor het instellen van claims, voor het voeren van gerechtelijke procedures, voor reclame of antireclame en ten behoeve van werving in meer algemene zin. Tenzij uitdrukkelijk anders bepaald is de informatie zoals verstrekt in dit rapport van vertrouwelijk aard en kan dit rapport, of delen ervan, niet worden verspreid aan derden. In het geval dat reproductie of verspreiding wel is toegestaan, vb. door de vermelding "algemene verspreiding", is bronvermelding verplicht.

1 INLEIDING

Er is gevraagd om het normenkader te evalueren en te actualiseren o.b.v. de nieuwe gezondheidkundige grenswaarde (GGW) van EFSA 2020 en binnen de contouren van het huidige bodembeleid en de instrumenten die daarvoor voor handen zijn

Het vorige normenkader dateert van 2020. De toenmalig afgeleide bodemsaneringsnormen voor PFOS en PFOA ter bescherming van de gezondheid van de mens werden afgeleid aan de hand van de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) van 20 ng/kg lw.d (EPA 2016).

Eind 2020 heeft EFSA (Europese Autoriteit voor Voedselveiligheid) de toelaatbare wekelijkse inname (TWI) van 4,4 ng/kg lw.w (of toelaatbare dagelijks inname (TDI) van 0,63 ng/kg lw.d) voor de som van 4 PFAS (PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS) gepubliceerd. De methodiek voor het opstellen van een normenkader wordt beschreven in de 'Basisinformatie voor risico-evaluatie: Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden' (OVAM, 2016a).

Het is niet mogelijk om een gezamenlijke blootstellingsdosis voor de 4 PFAS te berekenen met deze methodiek. Bij gebrek aan wetenschappelijke invulling over de verdeling van de som over de 4 PFAS, worden in dit rapport een aantal keuzes gemaakt om hiermee om te gaan. Op basis hiervan wordt een scenario ontwikkeld waarnaar in deze tekst wordt verwezen als EFSA/ AB 2020' genoemd. Hierin wordt de volledige EFSA dosis toegewezen aan PFOS en aan PFOA afzonderlijk.

Daar de achtergrondblootstelling via voeding voor de 4 EFSA PFAS samen de GGW van 0,63 ng/kg lw.d reeds overschrijdt, kan de facto gesteld worden dat elke bodemsaneringsnorm (i.e. elke extra blootstellingsdosis) een zeker gezondheidsrisico inhoudt. In het rapport worden de risico's doorgerekend.

Daarnaast is de vraag gesteld om de normering voor hergebruik van bodem aan te vullen met een norm voor bouwkundig bodemgebruik.

Het afleiden van de waarden voor vrij gebruik van bodemmateriële in het kader van grondverzet (WVG) wordt beschreven in het document 'Afleiding en onderbouwing gemeenschappelijk normenkader voor grondstoffen en uitgegraven bodem in Vlaanderen' (OVAM, 2015). De werkwijze die daarbij beleidsmatig wordt gehanteerd, zorgt ook voor een bijstelling van de norm die gebaseerd is op uitloging en een grondwatercriterium volgens de Europese drinkwater richtlijn van 0,1 µg/l. De bijstelling zorgt ervoor dat er voor uitloging een risico aanvaard wordt.

Er wordt op gewezen dat in het document steeds de termen 'bodemsaneringsnorm', 'waarde vrij gebruik' en 'richtwaarde' gehanteerd worden, terwijl het in feite gaat over '**toetsingswaarden**'. Zolang het voorgestelde normenkader voor PFOS en PFOA niet wordt opgenomen in VLAREBO, worden ze beschouwd als niet-genormeerde parameters en spreken we van 'toetsingswaarden'. Omwille van de snelle wetenschappelijke evoluties rond PFAS wordt ervoor geopteerd om de PFAS voorlopig als 'niet-genormeerde parameters' te blijven beschouwen. De berekeningen in dit document en de bijhorende keuzes/aannames zijn immers gebaseerd op de huidige wetenschappelijke inzichten. Indien de wetenschappelijke inzichten die aan de basis liggen van de gemaakte keuzes/aannames in de toekomst wijzigen, dan dient nagegaan te worden wat de impact is op het normenkader en

is mogelijks een herziening aan de orde. Dit principe geldt niet alleen voor PFAS, maar geldt voor alle VLAREBO-parameters.

2 HERZIENING NORMENKADER PFOS EN PFOA

Tot het normenkader behoren standaard:

- de streefwaarde voor het vaste deel van de aarde,
- de streefwaarde voor het grondwater,
- de bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde (per bestemmingstype),
- de bodemsaneringsnorm voor grondwater,
- de waarde voor vrij gebruik van bodem/richtwaarde,,
- de waarde voor bouwkundig bodemgebruik/in een vormvast product

Hoewel PFAS van nature niet voorkomen in het milieu, blijken ze alomtegenwoordig te zijn. Er werd reeds een studie¹ (OVAM, 2021a) uitgevoerd ter bepaling van de streefwaarden (achtergrondconcentraties in Vlaanderen) voor PFOS en PFOA in het vaste deel van de aarde. De streefwaarde voor PFOS bedraagt 1,5 µg/kg ds en de streefwaarde voor PFOA bedraagt 1,0 µg/kg ds. Deze waarde is een 95-percentiel van gemeten bodems in niet verdachte locaties in Vlaanderen.

Tot op heden werden er voor PFOS en PFOA nog geen streefwaarden afgeleid voor grondwater.

Bij het afleiden van de bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde wordt rekening gehouden met zowel humane als ecotoxicologische risico's. Er wordt bij de normering standaard geen rekening gehouden met verspreidingsrisico's zoals uitloging naar en verspreiding via grondwater. Het zijn de humane bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde die op basis van de nieuwe EFSA 2020 TWI geactualiseerd dienen te worden. De herziening van de humane bodemsaneringsnormen wordt uitgewerkt in § 2.1.

Als voorstel voor bodemsaneringsnorm voor grondwater, geldt voorlopig de Europese limiet voor drinkwater (EU Richtlijn 2020/2184)². Deze bedraagt 0,1 µg/L voor de som van 20 PFAS en 0,5 µg/L voor de som van alle PFAS. Voorlopig worden geen bodemsaneringsnormen grondwater voor individuele PFAS toegepast. De norm heeft geen toxicologische onderbouwing en is in lijn met de drinkwaternormen voor andere stoffen.

Bij de afleiding van de waarde vrij gebruik van bodem/richtwaarde wordt er indien mogelijk rekening gehouden met uitloging, maar er dient tevens een voldoende groot verschil te zijn tussen de streefwaarde, de waarde vrij gebruik en de bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype II. De herziening van de waarde vrij gebruik van bodem/richtwaarde wordt toegelicht in § 2.2 alsook de impact ervan op de bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype II. Ook de mogelijkheid tot afleiden van een generieke norm voor bouwkundig bodemgebruik wordt hier behandeld.

Tenslotte wordt in § 2.3 een overzicht gegeven van het voormalige normenkader gebaseerd op EPA 2016, het tijdelijk handelingskader en de mogelijke normenkaders op basis van de actualisatie. In § 2.4 wordt toegelicht welk normenkader de voorkeur geniet. In § 2.5 wordt het gebruik van de bodemsaneringsnormen in bodembeleid geëvalueerd. Voor dit hoofdstuk is enige voorkennis van het bodembeleid vereist. In § 0 wordt een beslissingsschema voor

¹ Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'emerging contaminants' – Deel 2: Afleiden streefwaarden voor perfluorverbindingen. OVAM document d.d. 5 maart 2021. Weblink

² <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/HTML/?uri=CELEX:32020L2184&from=EN>

bouwkundig bodemgebruik voorgesteld, wordt de bijhorende aanpak toegelicht en aanbevelingen geformuleerd voor de verdere inpassing in de grondverzetsregeling.

2.1 Herziening humane bodemsaneringsnormen

S-Risk (<https://www.s-risk.be/>) is het Vlaamse state-of-the-art model dat gehanteerd wordt voor het opmaken van voorstellen voor humane bodemsaneringsnormen. Naast stofeigenschappen neemt het model informatie over blootstellingsroutes mee gekoppeld aan de bestemmingstypes landbouw (II), wonen (III), recreatie (IV) en industrie (V).

De consumptie van verontreinigd grondwater als drinkwater, of voor huis-, tuin- en keukengebruik wordt standaard niet in beschouwing genomen bij het opstellen van humane bodemsaneringsnormen. Er wordt vanuit gegaan dat het merendeel van de Vlamingen toegang heeft tot leidingwater. S-Risk laat wel toe om deze blootstellingsroute mee te nemen in het kader van de locatiespecifieke humane risicoberekeningen in beschrijvende bodemonderzoeken.

De Europese limiet voor drinkwater (EU Richtlijn 2020/2184) bedraagt 0,1 µg/L voor de som van 20 PFAS en 0,5 µg/L voor de som van alle PFAS ('som totaal PFAS'). In S-Risk wordt momenteel als concentratielimiet voor drinkwater zowel voor PFOS als PFOA 0,1 µg/L gehanteerd. Hoewel deze waarden gelden voor een somparameter, werden deze voorlopig behouden.

De consumptie van eieren uit particuliere kippenrennen wordt standaard niet in beschouwing genomen bij het opstellen van bodemsaneringsnormen, maar S-Risk laat wel toe om deze blootstellingsroute mee te nemen in het kader van locatiespecifieke humane risicoberekeningen in beschrijvende bodemonderzoeken. Gezien reeds gekend is dat 'eieren van eigen kippen' een belangrijke blootstellingsroute vormen, dient erover gewaakt te worden dat de herziene humane bodemsaneringsnormen voor bestemmingstype wonen voldoende garantie bieden dat de risico's gekoppeld aan deze blootstellingsroute worden opgevangen bij aanwezigheid van een kippenren. Dit maakt onderdeel uit van de bespreking 'Impact normenkader op de locatiespecifieke humane risico-evaluatie' (§ 2.5.2.3).

Momenteel ontbreken voor PFOS en PFOA wettelijke limieten voor levensmiddelen. De FOD volksgezondheid zal voor PFOS en PFOA vanaf 01/01/2023 de normen in Tabel 1 hanteren voor dierlijke levensmiddelen (µg/kg vg). Hoewel actielimieten niet dezelfde juridische status hebben als normen, gebruikt het FAVV (Federaal Agentschap voor Voedselveiligheid) deze om maatregelen te nemen. Levensmiddelen die niet voldoen aan deze actielimieten, mogen niet op de markt worden gebracht. Voor melk zijn er de voorgestelde actielimieten van het FAVV³ van 6 µg/kg voor PFOS en 60 µg/kg voor PFOA. Deze werden ook toegevoegd aan de tabel.

³ ADVIES 15-2017 Actielimieten voor chemische contaminanten in levensmiddelen : vlamvertragers, perfluoralkyl verbindingen, dioxines en dioxine-achtige PCBs en benzeen (SciCom N°2016/31A)

Tabel 1 – Normen voor dierlijke levensmiddelen ($\mu\text{g/kg}$ vg)

	PFOS	PFOA
Ei	1	0,3
Vlees (rund, kip, varken)	0,3	0,8
Vlees (schaap)	1	0,2
Orgaanvlees (rund, schaap, kip en varken)	6,0	0,7
Melk (actielimiet FAVV)	6,0	60

Achtergrondblootstelling via commerciële voeding wordt in S-Risk standaard meegenomen. De achtergrondblootstelling is gedefinieerd als de hoeveelheid PFOS en PFOA die we als consument innemen via de consumptie van commerciële voeding (producten die we kopen in de winkel). De achtergrondblootstelling kan wijzigen in functie van tijd omwille van veranderde consumptiepatronen en veranderde niveaus van PFAS in levensmiddelen. Vandaar dat EFSA regelmatig updates i.v.m. blootstelling aan PFAS via voeding publiceert. De achtergrondblootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voeding werd in 2012, 2018 en 2020 gerapporteerd door EFSA.

Voor de herziening van de humane bodemsaneringsnormen (§ 2.1) werd daarom beslist om gelijktijdig met de actualisatie van de gezondheidkundige grenswaarde (§ 2.1.1) de achtergrondblootstelling via voeding alsook de bijhorende achtergrondconcentraties in levensmiddelen (§ 2.1.2) te actualiseren.

Alle andere elementen zoals het gedrag in bodem en fysisch-chemische eigenschappen, voorkomen in het milieu, overdracht naar planten en dieren en wettelijke limieten worden niet gewijzigd en zijn terug te vinden in het vorige normeringsrapport (Van Holderbeke et al., 2020). In dit normeringsrapport is ook de afleiding van de ecotoxicologische bodemsaneringsnormen terug te vinden. Bij het verzamelen van de nodige informatie wordt steeds de methodiek voor het opstellen van een normenkader gevolgd dat beschreven wordt in de 'Basisinformatie voor risico-evaluatie: Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden' (OVAM, 2016a). De rekenmodellen en parameterkeuzes achter S-Risk worden in detail beschreven in het S-Risk - Technical guidance document (VITO, 2022 - Engelstalig) en de bijhorende bijlage IV bevat een lijst van de standaardwaarden voor de parameters die gebruikt worden in S-Risk.

Het doel van het S-Risk model is om voor de verschillende bestemmingstypes en hun bijhorende blootstellingsroutes de hoeveelheid (dosis) te berekenen waaraan men als mens is blootgesteld ten gevolge van een lokale bodemverontreiniging. Deze dosis wordt vervolgens vergeleken met een gezondheidkundige grenswaarde om te evalueren of er een humaan risico verbonden is aan de lokale bodemverontreiniging. De wijze waarop een blootstellingsdosis wordt berekend, is niet gewijzigd, enkel de achtergrondblootstelling en de gezondheidkundige grenswaarde werden geactualiseerd.

2.1.1 Herziene gezondheidkundige grenswaarde

Een gezondheidkundige grenswaarde (GGW) van een stof geeft aan wat de maximale hoeveelheid van een stof is die iemand binnen mag krijgen, zonder dat dit negatieve gevolgen heeft voor de gezondheid. Deze waarde wordt gebruikt voor het afleiden van bodemsaneringsnormen. *Een voorbeeld van een gezondheidkundige grenswaarde is de TWI: Toelaatbare Wekelijkse Inname, deze geeft aan hoeveel je levenslang wekelijks mag binnen krijgen van een stof zonder dat dit negatieve gevolgen heeft voor de gezondheid.*

Het vorige normenkader was gebaseerd op de **TDI** van **EPA 2016**, nl. **20 ng PFOS/kg lw.d** en **20 ng PFOA/kg lw.d**.

De **EFSA stelt een GGW vast van 4,4 ng/kg lw.week** (TWI) voor de som van 4 PFAS (PFOA, PFOS, PFNA en PFHxS). De onderbouwing van deze TWI wordt samengevat in bijlage A. Deze GGW kan omgerekend worden naar een **TDI van 0,63 ng/kg lw.d**. In principe zou de blootstellingsdosis voor deze 4 verschillende PFAS berekend moeten worden om vervolgens de som ervan te vergelijken met deze TDI.

Voor PFOS en PFOA is er reeds heel wat onderzoek uitgevoerd, waardoor er voldoende wetenschappelijke informatie beschikbaar is om een blootstellingsdosis te berekenen. Voor PFHxS en PFNA – de 2 andere EFSA PFAS – ontbreekt echter relevante informatie waardoor er geen blootstellingsdosis berekend kan worden. Het is op dit moment dus niet mogelijk om een gezamenlijke blootstellingsdosis voor de 4 PFAS te berekenen om te vergelijken met 0,63 ng/kg lw.d. Momenteel kan er dus enkel voor PFOS en PFOA met S-Risk een individuele bodemsaneringsnorm afgeleid worden. De optelling van de individuele risico-indexen vindt achteraf buiten S-Risk om plaats. Op deze manier wordt rekening gehouden met het risico voor mengsels (zie § 2.5.2.4).

Daar EFSA niet aangeeft hoe deze 4 PFAS ten opzichte van elkaar gewogen dienen te worden, wordt er (voorlopig) geen rekening gehouden met 'verdeling' over de 4 PFAS verbindingen en worden in dit rapport de bodemsaneringsnormen doorgerekend aan de hand van **0,63 ng PFOS/kg lw.d** en **0,63 ng PFOA/kg lw.d**. Aangezien de achtergrondblootstelling via voeding die standaard wordt meegenomen in S-Risk reeds een groot aandeel inneemt van de GGW, is deze werkwijze in afwachting van toekomstige wetenschappelijke evoluties te verantwoorden (uitgebreide toelichting onder § 2.1.2).

Wanneer in S-Risk een GGW voor een effect met drempel ingegeven wordt, dan berekent S-Risk bodemconcentraties bij een risico-index 1 (RI = 1) voor 3 leeftijdsgroepen, nl. jonge kinderen (< 6 jaar), oudere kinderen (6 - <15 jaar) en volwassenen (ouder dan 15 jaar). De berekende bodemconcentraties voor de leeftijdsgroep met de laagste bodemconcentraties worden weerhouden als normvoorstel. Gezien de hogere blootstelling zal dit normaal gezien de leeftijdsgroep 1 – 6 jaar zijn (uitz. industrie waar geen kinderen voorkomen). Bij het gebruik van de GGW van EPA 2016 voor PFOS en PFOA als vertrekbasis voor berekeningen van bodemsaneringsnormen waren de jonge kinderen (< 6 jaar) inderdaad doorslaggevend voor de bepaling van de bodemsaneringsnormen.

Bij het gebruik van de EFSA TWI (2020) als vertrekbasis is deze aanpak niet terecht. De EFSA 2020 TWI is immers gebaseerd op een daling van antilichamen na vaccinatie van zuigelingen die borstvoeding krijgen⁴. Het gaat m.a.w. over het doorgeven van PFAS via de moedermelk

⁴ Dit is eerder een risicofactor voor een ziekte dan een ziekte

aan zuigelingen. Door de blootstelling van de moeder te beperken, worden tevens de kinderen beschermd.

Via fysiologisch gebaseerde farmacokinetische modellering (PBPK) heeft EFSA het bloedserumgehalte in jonge kinderen dat overeenkomt met dit effect omgerekend naar concentraties in het bloedserum van hun moeders en tenslotte naar een externe maximale inname (TWI) voor de (35-jarige) moeders. Daar de doelgroep waarop EFSA zich baseert de jonge moeders zijn die gedurende 35 jaar zijn blootgesteld, mag de TWI van EFSA in S-Risk niet toegepast worden op de blootstelling van de 'jonge kinderen' alleen. Idealiter past men de leeftijdsgemiddelde blootstelling 0 – 35 jaar toe. Daar dit in S-Risk niet mogelijk is, wordt in S-Risk de leeftijdscategorie die hierbij het best bij aansluit gekozen, i.e. de leeftijdsgroep 'volwassene'. 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 blootstelling i.f.v. leeftijd in infobox 2 van bijlage A). Daarom wordt de leeftijdsgroep 'volwassene' gehanteerd voor het opstellen van het normenkader. Deze aanpak stemt overeen met de aanbevelingen die EFSA zelf maakt over hoe deze TWI dient toegepast te worden. Citaat uit EFSA (2020): *"This TWI (4.4 ng sum of PFOA, PFNA, PFHxS and PFOS/kg.week) should prevent that mothers reach a body burden that results in levels in milk that would lead to serum levels in the infant associated with a decrease in vaccination response. As a result, the higher exposure of breastfed infants is taken into account in the derivation of the TWI and the intake by infants should therefore not be compared with this TWI."*

Het gebruik van de groep 'volwassenen' als vertrekbasis voor deze normen in plaats van kinderen betekent dus niet dat er een keuze gemaakt is om niet beschermend te zijn voor de kinderen.

Om de impact van deze keuze te kunnen duiden werden de bodemsaneringsnormen voor de leeftijdsgroep 'jonge kinderen' in dit rapport wel berekend, maar komen deze niet in aanmerking voor het normenkader.

2.1.2 Actualisatie achtergrondblootstelling en -concentraties in voeding

De achtergrondblootstelling aan PFOS en PFOA via commerciële voeding werd in 2012, 2018 en 2020 gerapporteerd door EFSA. De achtergrondblootstelling voeding (AB) die momenteel in S-Risk zit is gebaseerd op de gegevens van 2012. Deze gegevens werden geactualiseerd op basis van de gegevens van 2020 (Tabel 2).

Tabel 2 – Achtergrondblootstelling via voeding in S-Risk (EFSA 2012 versus EFSA 2020, België, gemiddelde lower bound⁵ aannames)

AB (ng/kg lw.d)	PFOS		PFOA	
	EFSA 2012	EFSA 2020	EFSA 2012	EFSA 2020
> 1-3	1,200	0,700	0,220	0,260
> 3-6	1,200	0,810	0,198	0,240
> 6-10	1,080	0,810	0,162	0,240
> 10-15	0,513	0,330	0,108	0,130
> 15-21	0,526	0,330	0,092	0,130
> 21-31	0,634	0,450	0,098	0,160
> 31-41	0,875	0,450	0,111	0,160
> 41-51	0,875	0,450	0,111	0,160
> 51-61	0,875	0,450	0,111	0,160
> 61	0,875	0,490	0,111	0,160

Ook de achtergrondconcentraties in groenten en dierlijke producten (AC) van 2012 werden geactualiseerd op basis van de gegevens van 2020 (Tabel 3).

Tabel 3 – Achtergrondconcentraties (AC) in S-Risk (EFSA 2012 versus EFSA 2020, gemiddelde lower bound aannames)

AC (ng/kg vg)	PFOS		PFOA	
	EFSA 2012	EFSA 2020	EFSA 2012	EFSA 2020
Aardappel	3,6	3,7	0,9	4,2
wortelgewassen	9,5	3,1	3,4	6,4
bolgroenten (ui, ...)	2,2	3,1	2,2	6,4
vruchtgroenten	2,1	3,1	4,5	6,4
kool	1,2	3,1	1,9	6,4
bladgroenten	0,6	3,1	6,2	6,4
peulvruchten	0,0	3,1	25,0	6,4
rundvlees	8,6	28,4	6,1	28,3
orgaanvlees	420,0	866,5	34,0	91,6
melk	0,9	0,8	0,0	0,0
boter	820,0	3,8	1,7	2,3
eieren	37,0	267,4	88,0	106,4

⁵ Om de blootstelling aan PFOS en PFOA via de voeding te schatten, heeft de EFSA de ondergrens (Lower Bound - LB) en bovengrens (Upper Bound - UB) benaderingen gebruikt. Dit betekent dat bij de LB de concentraties onder de detectie-/kwantificeringsgrens (LOD/LOQ) zijn vervangen door nul, en bij de UB de concentraties onder de LOD/LOQ zijn vervangen door de waarde gerapporteerd als LOD/LOQ. Indien voor veel levensmiddelen metingen < LOD/LOQ werden gerapporteerd, liggen de schattingen voor blootstelling a.h.v. UB vaak een stuk hoger dan schatting van blootstelling a.h.v. LB benadering en. Voor de inname schatting van PFAS stelt EFSA dat de LB benadering meer realistisch is dan de UB benadering.

Impact van deze actualisatie op de berekening van bodemsaneringsnormen

In Tabel 4 wordt de gemiddelde achtergrondblootstelling via voeding weergegeven o.b.v. EFSA 2012 en EFSA 2020 en dit voor de verschillende leeftijdscategorieën in S-Risk. Uit de tabel kan afgeleid worden dat voor PFOS de achtergrondblootstelling sinds 2012 duidelijk is afgenomen, terwijl de achtergrondblootstelling voor PFOA beperkt toegenomen is.

Tabel 4 – Gemiddelde achtergrondblootstelling (ng/kg lw.d, lower bound) via voeding o.b.v. EFSA 2012 en EFSA 2020

Bron		1 - < 6 jaar	6 - < 15 jaar	15 – 71 jaar
EFSA 2012	– PFOS	1,2	0,765	0,798
	– PFOA	0,207	0,132	0,107
	SOM 2012	1,407	0,897	0,905
EFSA 2020	– PFOS	0,755	0,570	0,44
	– PFOA	0,25	0,185	0,155
	SOM 2020	1,005	0,755	0,595

Opgelet, onder achtergrondblootstelling voeding is inbegrepen, consumptie via groenten, fruit, eieren, melkproducten, vlees, vis en drinkwater. Uit EFSA 2020 data blijkt dat visconsumptie (incl. zeevruchten en dergelijke) een belangrijk aandeel uitmaakt van de achtergrondblootstelling (~ 40 – 60 % naargelang de leeftijd), zie Tabel 5. Andere belangrijke bijdragen zijn de consumptie van vlees en fruit.

Tabel 5: Aandeel van de verschillende voedselcategorieën (%) aan de blootstelling van Belgische volwassenen en kleuters aan PFOS via commerciële voeding (berekend op basis van gemiddelde LB blootstellingsdata in tabel A8, Annex A, EFSA 2020).

Voedselcategorie	Volwassenen (18-65 jaar)	Kleuters (1-3 jaar)
Water	1,3	1
Ei en ei-producten	9	0
Vis en zeevruchten	63,4	44,6
Fruit en fruitproducten	10,3	27,8
Vlees en vleesproducten (inclusief organen)	12,6	17,4
Melk en zuivelproducten	0,6	3,6
Andere voeding	0,4	0,7
Zetmeelhoudende knollen/wortels	1,1	3,3
Groenten en groenteproducten	1,2	1,7

De achtergrondblootstelling (lower bound aanname) voor PFOS o.b.v. EFSA 2012 is voor de 3 leeftijdscategorieën groter dan 0,63 ng/kg lw.d (EFSA 2020), terwijl de achtergrondblootstelling o.b.v. EFSA 2020 enkel voor de leeftijdscategorie 1-6 jaar groter is (grijze markering Tabel 4).

Daar de EFSA 2020 GGW geldt voor de som van 4 PFAS (PFOS, PFOA, PFHxS en PFNA) dient men strikt genomen de som van de achtergrondblootstelling van de 4 PFAS met 0,63 ng/kg lw.d te vergelijken. Uit Tabel 4 kan afgeleid worden dat de som van PFOS en PFOA alleen al groter of nagenoeg identiek (15-71 jaar) is aan 0,63 ng/kg lw.d. Volgend citaat uit EFSA (2020) geeft dit ook aan: *'Since accumulation over time is important, a tolerable weekly intake (TWI) of 4.4 ng/kg bw per week was established. This TWI also protects against other potential adverse effects observed in humans. Based on the estimated Lower Bound exposure, but also reported serum levels, the CONTAM Panel concluded that parts of the European population exceed this TWI, which is of concern.'*

Het doel van bodemsanering is niet om de achtergrondblootstelling via voeding in Vlaanderen te reduceren. Het reduceren van de achtergrondblootstelling via voeding is een doel op langere termijn, dat door uitfasering, vermindering van de (industriële) uitstoot naar milieu én aanpassing van voedingsnormen gehaald zal moeten worden. Vanaf 01/01/2023 zijn de normen voor dierlijke levensmiddelen (eieren, vlees, organen en ook vis) van de FOD volksgezondheid van kracht. Zoals hierboven aangegeven is er ook een belangrijke bijdrage via visconsumptie. Het is m.a.w. moeilijk in te schatten hoe snel de achtergrondblootstelling gaat afnemen. Momenteel is er een studie (FLUOREX)⁶ lopende die tot doel heeft om informatie te verschaffen over de aanwezigheid van en de blootstelling van de Belgische bevolking aan de vier EFSA PFAS in voeding. Wanneer de resultaten van deze studie ter beschikking komen, is het zinvol om na te gaan of deze een relevante impact hebben.

Ondanks het feit dat een lokale bodemsanering geen impact heeft op de achtergrondblootstelling via voeding, wordt achtergrondblootstelling bij het afleiden van bodemsaneringsnormen wel meegenomen omdat de impact op de menselijke gezondheid in zijn totaliteit wordt beoordeeld.

Het doel van de bodemsaneringsnormen is om een 'alarmbel' te laten afgaan voor verder bodemonderzoek. Bij vaststelling van een lokale (regionale) bodemverontreiniging met PFAS wordt op basis van deze bodemsaneringsnormen immers beslist wanneer een uitgebreider bodemonderzoek dient te gebeuren inclusief een grondige evaluatie van de impact op de gezondheid van de mens, het ecosysteem en gevoelige receptoren (drinkwaterwinningen, ...). Dit is noodzakelijk om vervolgens te beslissen welke (sanerings)maatregelen eventueel nodig zijn om de blootstelling voor mens, ecosysteem of de verspreiding naar andere compartimenten te beperken/vermijden.

Daar de EFSA 2020 GGW in S-Risk wordt toegepast op de leeftijdsgroep 'volwassenen', dient de achtergrondblootstelling van de volwassenen voor PFOS en PFOA gehanteerd te worden.

Wanneer de achtergrondblootstelling groter is dan de GGW in dit geval 0,63 ng/kg lw.d (EFSA 2020) kan er geen bodemsaneringsnorm afgeleid worden. Op basis van de achtergrondblootstelling van 2012 kon voor PFOS m.a.w. voor geen enkele leeftijdscategorie een bodemsaneringsnorm afgeleid worden. Daar de achtergrondblootstelling zoals gerapporteerd in EFSA 2020 voor volwassenen in België lager is dan 0,63 ng/kg lw.d kan er wel een bodemsaneringsnorm afgeleid worden.

Daar de bodemverontreiniging enkel mag bijdragen voor het verschil tussen de GGW en de achtergrondblootstelling en vermits de achtergrondblootstelling voor PFOS bij volwassenen

⁶ Exposure assessment of perfluoroalkyl substances as follow-up on the concerns raised in the recent draft opinion of EFSA - <https://www.sciensano.be/en/projects/exposure-assessment-perfluoroalkyl-substances-follow-concerns-raised-recent-draft-opinion-efsa>

(0,44 ng/kg lw.d) reeds een groot deel van de EFSA 2020 GGW van 0,63 ng/kg lw.d inneemt (~ 70 %), is de ruimte voor een bijdrage vanuit bodem voor PFOS beperkt. Daar wijzigingen in de achtergrondblootstelling een relevante impact hebben op de bodemsaneringsnormen, werd daarom beslist om naast de berekeningen o.b.v. EFSA 2020 nog 2 bijkomende berekeningen uit te voeren, zijnde op basis van:

- 'EFSA/z AB (i.e. een berekening zonder achtergrondblootstelling)
- '2x EFSA' (i.e. $2 \times 0,63 = 1,26$ ng/kg lw.d)

2.1.3 Humane bodemsaneringsnormen

In Tabel 7 wordt een overzicht gegeven van de humane bodemsaneringsnormen voor PFOS en in Tabel 8 voor PFOA.

Op basis van het S-Risk model en de geactualiseerde gegevens voor achtergrondblootstelling via voeding en achtergrondconcentraties in voeding werden voor de verschillende bestemmingstypes, zijnde landbouw (II), wonen (III), recreatie (IV) en industrie (V) humane bodemsaneringsnormen berekend.

Er wordt steeds duidelijk aangegeven op welke gezondheidkundige grenswaarde (GGW) / achtergrondblootstelling (AB) de humane bodemsaneringsnormen gebaseerd zijn, zijnde:

- EPA 2016 / AB 2012
- EFSA / AB 2020
- 2x EFSA / AB 2020
- EFSA / z AB

In Tabel 6 wordt een overzicht gegeven van de toelaatbare dagelijkse inname oraal (TDI oraal), de toelaatbare dagelijkse inname dermaal (TDI dermaal) en de toelaatbare concentratie in lucht (TCA) die overeenstemmen met de gehanteerde gezondheidkundige grenswaarden (GGW) die aan de basis liggen van de verschillende normberekeningen.

Tabel 6 – Gehanteerde toxicologische referentiewaarden

GGW	TDI oraal	TDI dermaal	TCA*
	ng/kg lw.d	ng/kg lw.d	ng/m ³
EPA 2016	20	20	70
EFSA 2020	0,63	0,63	2,21
2x EFSA 2020	1,26	1,26	4,41

*Aangezien er geen toelaatbare concentratie in lucht bestaat, werd deze afgeleid van de orale TDI voor een lichaamsgewicht van 70 kg en een ademvolume van 20 m³/dag o.b.v. de formule:

$$TCA = (TDI \text{ oraal} \times \text{lichaamsgewicht}) / \text{ademvolume}$$

Zoals reeds eerder toegelicht (§ 2.1.1) werd beslist om bij gebruik van de GGW van EFSA 2020 de bodemsaneringsnormen voor volwassenen (BSN humaan volwassene) te hanteren voor het normenkader. Om de impact van deze keuze te kunnen duiden werden de bodemsaneringsnormen voor de leeftijdsgroep 'jonge kinderen' eveneens berekend. Daar deze niet in aanmerking komen voor het normenkader worden deze schuingedrukt weergegeven.

Tabel 7 – Overzicht humane bodemsaneringsnormen PFOS (µg/kg ds)

PFOS	Bestemmingstype	II	III	IVb	Vb
GGW/AB					
BSN humaan kind (1-6 jaar)	EPA 2016/AB 2012	3,1	205	1949	-
	EFSA/AB 2020	0	0	0	-
	2x EFSA/AB 2020	0,1	5,5	407	-
	EFSA/z AB	0,1	6,9	520	-
BSN humaan volwassene (> 15 jaar)	EFSA/AB 2020	0,2	4,9	559	268
	2x EFSA/AB 2020	0,6	21,0	1949	1179
	EFSA/z AB	0,5	16,1	1900	911

Tabel 8 – Overzicht humane bodemsaneringsnormen PFOA (µg/kg ds)

PFOA	Bestemmingstype	II	III	IVb	Vb
GGW/AB					
BSN humaan kind (1-6 jaar)	EPA 2016/AB 2012	4,3	205	643	-
	EFSA/AB 2020	0,1	4,0	245	-
	2x EFSA/AB 2020	0,2	10,6	643	-
	EFSA/z AB	0,1	6,5	409	-
BSN humaan volwassene (> 15 jaar)	EFSA/AB 2020	0,6	7,9	632	303
	2x EFSA/AB 2020	1,3	18,2	643	643
	EFSA/z AB	0,7	10,3	643	405

Vaststellingen m.b.t. de humane bodemsaneringsnormen

Voor **kinderen** kunnen op basis van 'EFSA AB 2020' geen bodemsaneringsnormen berekend worden (allen '0' µg/kg ds) daar de achtergrondblootstelling via voeding voor PFOS reeds hoger is dan 0,63 ng/kg lw.d (EFSA 2020). Wanneer achtergrondblootstelling niet wordt meegenomen (EFSA/z AB) of wanneer '2xEFSA' wordt meegenomen, dan kunnen wel humane bodemsaneringsnormen afgeleid worden (uitz. industrie waar geen kinderen voorkomen). Voor PFOA kunnen op basis van 'EFSA/AB 2020' wel bodemsaneringsnormen berekend worden, daar de achtergrondblootstelling via voeding kleiner is dan 0,63 ng/kg lw.d (EFSA 2020).

Voor **volwassenen** is de achtergrondblootstelling 2020 lager dan 0,63 ng/kg lw.d (EFSA 2020) en kunnen bijgevolg steeds bodemsaneringsnormen afgeleid worden.

Voor **bestemmingstype II (landbouw)** liggen de berekende bodemsaneringsnormen voor PFOS steeds onder de streefwaarde van 1,5 µg/kg ds. Voor PFOA werd enkel voor 'volwassene' en '2x EFSA' een bodemsaneringsnorm (1,3 µg/kg ds) berekend die net boven de streefwaarde van 1,0 µg/kg ds ligt.

Voor **bestemmingstype recreatie (IV)** en **industrie (V)** kan voor 'volwassene' op basis van 'EFSA/AB 2020' een bodemsaneringsnorm afgeleid worden. Wanneer achtergrondblootstelling niet wordt meegenomen (EFSA/z AB) of wanneer '2x EFSA/AB 2020' wordt doorgerekend, nemen de waarden sterk toe, m.u.v. PFOA bij bestemmingstype

recreatie (IV). In dit geval werd de bodemsaneringsnorm bijgesteld op basis van permeatie door drinkwaterleidingen (concentratie in leidingwater groter dan de concentratielimiet voor drinkwater van 0,1 µg/L).

Voor **bestemmingstype wonen (III)** kan voor 'volwassenen' op basis van 'EFSA/AB 2020' een bodemsaneringsnorm afgeleid worden van 4,9 µg/kg ds voor PFOS en 7,9 µg/kg ds voor PFOA. Indien deze waarden vergeleken worden met de berekende bodemsaneringsnormen voor kind, dan kan gesteld worden dat de impact van de keuze voor volwassene op basis van 'EFSA/AB 2020' eerder beperkt is. Ook hier geldt dat wanneer achtergrondblootstelling niet wordt meegenomen (EFSA/z AB) of wanneer '2x EFSA/AB 2020' wordt doorerekend de waarden toenemen.

2.2 Herziening waarde vrij gebruik van bodem / richtwaarde en bouwkundig bodemgebruik

Het afleiden van de waarden voor vrij gebruik en bouwkundig bodemgebruik van bodemmateriële in het kader van grondverzet (WVG) wordt beschreven in het document 'Afleiding en onderbouwing gemeenschappelijk normenkader voor grondstoffen en uitgegraven bodem in Vlaanderen' (OVAM, 2015). De richtwaarde (RW) ligt steeds op het niveau van de waarde voor vrij gebruik. De waarden vrij gebruik voor de toepassing van bodemmateriële als bodem alsook als bouwkundig bodemgebruik/vormvast product zowel voor de toepassing onderwater als de toepassing in beschermingszones drinkwaterwingebieden zijn steeds onderhevig aan een kwaliteitstoets. Toepassing in deze zones kan enkel indien een kwaliteitstoets uitwijst dat er geen bijkomend risico voor de kwaliteit van het oppervlaktewater of water bestemd voor drinkwater is. Deze kwaliteitstoets wordt uitgevoerd door een erkend bodemsaneringsdeskundige.

2.2.1 Waarde vrij gebruik van bodem/richtwaarde

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 ligt boven de streefwaarde en lager dan de strengste bodemsaneringsnorm. Bij de afleiding van de waarde vrij gebruik van bodem/richtwaarde wordt er enerzijds zoveel als mogelijk rekening gehouden met uitloging (risicogebaseerde grenswaarden), anderzijds dient er een voldoende groot verschil te zijn tussen de richtwaarde/waarde vrij gebruik, de streefwaarde en de bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype II.

De afleiding verloopt in twee stappen:

1. Eerst worden er risicogebaseerde grenswaarden berekend. Dit zijn berekende concentraties die in een aantal standaard toepassingsscenario's geen aanleiding geven tot overschrijding van de veilige concentratie in bodem en de veilige concentratie in grondwater. De standaard toepassingsscenario's zijn: (i) een opvulling in grondwater, (ii) een ophoging met materiaal sterk gevoelig voor uitloging en (iii) een ophoging met materiaal gemiddeld gevoelig voor uitloging. Enerzijds wordt de maximale concentratie in het grondwater onder de site geëvalueerd en anderzijds de gemiddelde concentratie in de toplaag van de bodem na een periode van 100 jaar waarbij het strengste criterium van beide bepalend is. Het resultaat van de afleiding is een set van 3 risicogebaseerde grenswaarden die het risico voor verspreiding naar bodem en grondwater weergeven. De standaardscenario's zijn conservatief in opbouw

door het gebruik van lage K_D -waarden (10-de percentiel) voor transport naar grondwater en hoge K_D -waarden (90-ste percentiel) voor accumulatie in bodem.

2. De risicogebaseerde grenswaarden worden vervolgens getoetst aan beleidsmatige randvoorwaarden: de WVG dient hoger te liggen dan de streefwaarde en lager te liggen dan de strengste bodemsaneringsnorm.

De berekende risicogebaseerde grenswaarden voor PFOS en PFOA uitgaande van een concentratie in grondwater van 0,1 µg/l zijn weergegeven in Tabel 8. Er is voor gekozen deze te leggen op het niveau van 0,1 µg/l overeenstemmend met de waarde uit de Europese Drinkwaterrichtlijn. Deze waarde is in het kader van de afleiding van risicogebaseerde grenswaarden de concentratie in grondwater of bodem die niet overschreden mag worden door toepassing van het bodemmateriaal.

Tabel 9 – Berekende grenswaarden voor PFOS en PFOA uitgaande van een concentratie in grondwater van 0,1 µg/l

	Koc (l/kg)	GW µg/l	GW1 µg/kg ds	GW2 µg/kg ds	GW3 µg/kg ds
PFOS	372	0,1	0,05	0,22	0,44
PFOA	115	0,1	0,02	0,08	0,15

Koc verdelingscoëfficiënt water-organische koolstof, de gebruikte waarde hier is een zeer lage waarde (ondergrens van de in de literatuur gerapporteerde waarden); *GW*: de concentratie in grondwater die niet overschreden mag worden door toepassing van het bodemmateriaal; *GRENSWAARDE 1*: de concentratie die maximaal toelaatbaar is voor een opvulling in grondwater van een materiaal gevoelig voor uitloging (K_d , Q10); *GRENSWAARDE 2*: het minimum van de concentraties die maximaal toelaatbaar zijn in het grondwater en de bodem bij een ophoging met een materiaal gevoelig voor uitloging (K_d , Q10); *GRENSWAARDE 3*: het minimum van de concentraties die maximaal toelaatbaar zijn in het grondwater en de bodem bij een ophoging met een materiaal dat als gemiddeld gevoelig voor uitloging beschouwd kan worden (K_d , Q50)

Voor PFOS en PFOA wijkt de situatie af van de stoffen nu opgenomen in de Vlarebo op twee manieren:

- In de eerste plaats liggen de berekende risicogebaseerde grenswaarden veel lager dan de streefwaarden. Bij een keuze voor een waarde vrij gebruik op het niveau van de streefwaarde of hoger is bescherming van het grondwater dus niet gegarandeerd.
- Een tweede vaststelling is dat hoewel PFOS en PFOA niet van nature aanwezig zijn in de bodem, er wel een reële achtergrondwaarde of streefwaarde werd vastgesteld, beduidend afwijkend van de detectielimiet.

Volgende beslissingsregels (beleidskeuzes) werden toegepast voor het afleiden van een richtwaarde / waarde vrij gebruik:

- minimaal 2 keer de streefwaarde
- 80% bodemsaneringsnorm type II als bovengrens.

Voor **PFOS** lag de humane bodemsaneringsnorm type II van 3,1 µg/kg ds (vorige normenkader op basis van EPA 2016; zie Tabel 7) wel een factor 2 hoger dan de streefwaarde (1,5 µg/kg ds), maar kon niet cumulatief voldaan worden aan de tweede voorwaarde van maximaal 80% BSN II.

Daarom werd in 2020 voor het afleiden van het normenkader reeds voorgesteld om als richtwaarde/waarde vrij gebruik voor PFOS 3,0 µg/kg ds te weerhouden (i.e. 2x streefwaarde) en om de toetsingswaarde bodemsaneringsnorm bestemmingstype II voor PFOS bij te stellen naar 3,8 µg/kg ds (waarbij 80% toetsingswaarde BSN type I/II gelijk is aan 3,0 µg/kg ds).

Voor **PFOA** lag de humane bodemsaneringsnorm type II van 4,3 µg/kg ds (vorige normenkader op basis van EPA 2016; zie Tabel 8Tabel 7) een factor 2 hoger dan de

streefwaarde (1,0 µg/kg ds) en kon cumulatief voldaan worden aan de tweede voorwaarde van maximaal 80% BSN II. Voor PFOA was er beslissingsruimte tussen 2,0 µg/kg ds (2x streefwaarde) en 3,44 µg/kg ds (80% bodemsaneringsnorm type I/II). Er werd toen voorgesteld om voor de richtwaarde / waarde vrij gebruik eveneens de waarde op 3,0 µg/kg ds vast te leggen.

De humane bodemsaneringsnorm type II voor PFOA op basis van 'EFSA/AB 2020' van 0,6 µg/kg ds voldoet echter niet meer aan de minimale randvoorwaarde van 2 keer de streefwaarde. Bijgevolg wordt voorgesteld om naar analogie met de aanpak voor PFOS als richtwaarde/waarde vrij gebruik 2 µg/kg ds (i.e. 2x streefwaarde) te hanteren en de toetsingswaarde bodemsaneringsnorm type II bij te stellen naar 2,5 µg/kg ds (waarbij 80% toetsingswaarde BSN type I/II gelijk is aan 2,0 µg/kg ds).

De voorgestelde waarden vrij gebruik / richtwaarden worden samen met de streefwaarden en de bijgestelde bodemsaneringsnormen voor type II weergegeven in Tabel 10. De waarden die ter discussie staan worden in het blauw weergegeven.

Tabel 10 – Overzicht van streefwaarden, waarden vrij gebruik en BSN II (µg/kg ds)

Parameter	KL	SW	WVG	I/II
PFOS	0,2	1,5	3,0	3,8*
PFOA	0,2	1,0	2,0/3,0	2,5/3,8*

*bijgestelde waarde op basis van afleiding waarde vrij gebruik

KL: KwantificatieLimiet

SW: Streefwaarde

WVG: Waarde vrij gebruik

2.2.2 Waarde bouwkundig bodemgebruik

De waarde bouwkundig bodemgebruik geeft aan bij welke concentratie bodem kan toegepast worden in welbepaalde bouwkundige bodemtoepassingen die zijn opgenomen in de lijst van bouwkundige bodemtoepassingen en waarbij de bouwkundige toepassing duidelijk te onderscheiden dient te zijn van de onderliggende bodem. Ook bij de afleiding van de waarde bouwkundig bodemgebruik wordt er zoveel als mogelijk rekening gehouden met uitloging (risicogebaseerde grenswaarden). Daarnaast wordt als beleidsmatige randvoorwaarde de voorwaarde toegepast dat deze waarde t boven de waarde vrij gebruik (factor 2) ligt en maximaal gelijk is aan bodemsaneringsnorm type V.

Beleidsmatig is voor de parameters opgenomen in Vlarebo deze keuze gemaakt, uitgaande van volgende overwegingen:

- De aard van de toepassing bij vrij gebruik van bodem of bouwkundig bodemgebruik is verschillend: door de aard van de bouwkundige toepassing is het risico op humane blootstelling zeer beperkt en het risico op uitloging wordt als beperkter beschouwd door een beperktere infiltratie van insijpelend water.
- Door de verschillende aard van beide toepassingen dient er voldoende verschil te zijn in beide waarden om eenduidig het gebruik te kunnen bepalen.

Gezien de berekende risicogebaseerde grenswaarden lager liggen dan de streefwaarden, is het voor PFOS en PFOA niet mogelijk een waarde bouwkundig bodemgebruik af te leiden door terugrekenen van een criterium in grondwater. Daarom wordt de keuze gemaakt de toetsingswaarde voor bouwkundig bodemgebruik voor PFOS en PFOA op 2 keer de waarde vrij gebruik te leggen (i.e. 6 µg/kg ds PFOS; 4 µg/kg ds PFOA en 16 µg/kg ds voor de som

PFAS). Deze waarde is in de afleiding van normen bouwkundig bodemgebruik voor andere Vlarebo parameters al toegepast als minimum bij de bijstelling van normen.

2.3 Herziening normenkader vaste deel van de aarde

Sinds de publicatie van de nieuwe TWI door EFSA 2020 was het voormalige normenkader gebaseerd op EPA 2016 (BSN EPA 2016) aan herziening toe. Het vorige normenkader wordt in Tabel 11 weergegeven bij 'BSN EPA 2016'.

In april 2022 werd een tijdelijk handelingskader uitgewerkt voor diverse milieucompartimenten, waaronder ook het vaste deel van de aarde. De bodemsaneringsnormen horende bij dit normenkader worden in Tabel 11 weergegeven bij 'BSN tijdelijk HK'. Kortweg is de onderbouwing voor het bestemmingstype:

- **landbouw:** BSN II van 'BSN EPA 2016' wordt behouden (i.e. 3,8 µg PFOS/kg ds en 4,3 µg PFOA/kg ds),
- **wonen:** bij aanwezigheid van een moestuin of een kippenren wordt BSN II van 'BSN EPA 2016' gehanteerd (i.e. 3,8 µg PFOS/kg ds en 4,3 µg PFOA/kg ds) en wanneer geen moestuin en geen kippenren aanwezig is, dan wordt BSN III van 'BSN EPA 2016' behouden (i.e. 18 PFOS/kg ds en 89 µg PFOA/kg ds),
- **recreatie:** BSN IV van 'BSN EPA 2016' wordt behouden (i.e. 110 µg PFOS/kg ds en 643 µg PFOA/kg ds),
- **industrie:** BSN IV van 'BSN EPA 2016' wordt gehanteerd (i.e. 110 µg PFOS/kg ds en 643 µg PFOA/kg ds).

Meer informatie over de totstandkoming van het tijdelijk handelingskader is terug te vinden in het 2^e tussentijdse rapport van de opdrachthouder (april 2022) 'Van kennis naar actie - Deel 2: expertenverslag'.

Er wordt op gewezen dat in het tijdelijk handelingskader voor bestemmingstype III (wonen) 2 bodemsaneringsnormen werden gedefinieerd. Naast de standaard bodemsaneringsnorm voor wonen gebaseerd op 'wonen met moestuin' werd een **extra** bodemsaneringsnorm voorgesteld voor 'wonen zonder moestuin en zonder kippenren' (verder opgenomen als '**wonen met siertuin**'). Deze aanpak maakt geen deel uit van de standaard afleiding van het normenkader en werd tot op heden voor geen enkele andere VLAREBO parameter toegepast. Er wordt bijgevolg voorgesteld om deze afwijking niet op te nemen in het normenkader, maar om dit te voorzien in de (standaard)procedures van het bodembeleid. Dit wordt nader toegelicht in § 2.5.1.

Voor het afleiden van de bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde dienen naast de humane bodemsaneringsnormen ook steeds ecotoxicologische bodemsaneringsnormen afgeleid te worden. Standaard wordt steeds de meest strenge van beide bodemsaneringsnormen (BSN humaan of BSN ecotox) geselecteerd voor het opstellen van het normenkader.

De ecotoxicologische bodemsaneringsnormen werden niet herzien en worden in Tabel 11 weergegeven als 'BSN ecotox'.

Zoals reeds eerder toegelicht in § 2.1.1 wordt voor het opstellen van het normenkader op basis van de TWI van EFSA 2020 geopteerd voor de bodemsaneringsnormen die werden afgeleid voor **volwassenen** (BSN humaan volwassene). In Tabel 11 worden de berekende 'BSN humaan volwassene' voor de 3 doorgerkende scenario's weergegeven, nl. voor één of twee keer EFSA TWI ('EFSA/AB 2020' en '2x EFSA/AB 2020') en voor EFSA TWI zonder achtergrondblootstelling ('EFSA/z AB'). De strengste van beide bodemsaneringsnormen (BSN ecotox of BSN humaan) wordt geselecteerd voor de normenkaders 'BSN EFSA/AB 2020', 'BSN 2x EFSA/AB 2020' en 'BSN EFSA/z AB'.

Bij het afleiden van bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde wordt standaard geen rekening gehouden met uitloging naar en verspreiding via grondwater. Er dient wel opgemerkt te worden dat bij de bodemconcentraties afgeleid voor de bestemmingstypes IV en V risico op uitloging naar grondwater aanwezig is. Grondwater wordt in het kader van bodemonderzoeken beoordeeld door te toetsen aan de bodemsaneringsnorm voor grondwater, dewelke gebaseerd is op 'drinkwaterkwaliteit'. Deze toetsing is voorzien in het verkennend/oriënterend bodemonderzoek PFAS en wordt nader toegelicht in § 2.5.1.

Zoals toegelicht in § 2.2 dient op basis van de afleiding van de waarde vrij gebruik van bodem de bodemsaneringsnorm voor bestemmingstype II (landbouw) bijgesteld te worden.

Tabel 11 toont het voormalige normenkader (BSN EPA 2016) en het normenkader uit het tijdelijk handelingskader (BSN tijdelijk HK), de ecotoxicologische bodemsaneringsnormen en de in dit rapport berekende humane bodemsaneringsnormen die werden afgeleid voor volwassen (BSN humaan volwassene) voor verschillende scenario's, nl. één of twee keer de EFSA TWI ('EFSA/AB 2020' en '2x EFSA/AB 2020') en EFSA 2020 zonder achtergrondblootstelling ('EFSA/z AB'). De strengste van beide (BSN ecotox of BSN humaan volwassene) wordt geselecteerd voor de normenkaders 'BSN EFSA/AB 2020', 'BSN 2x EFSA/AB 2020' en 'BSN EFSA/z AB'.

De waarden die ter discussie staan worden in het blauw weergegeven. De actualisatie op basis van de nieuwe TWI EFSA 2020 resulteert voornamelijk in een verlaging van de bodemsaneringsnormen voor bestemmingstype III (wonen) en bestemmingstype V (industrie) in vergelijking met het vorige normenkader 'BSN EPA 2016'. Voor bestemmingstypes II (landbouw) en bestemmingstype IV (recreatie) is de impact op de normen beperkt.

Tabel 11 – Overzicht normenkader PFOS en PFOA ($\mu\text{g/kg ds}$)

PFOS	Bestemmingstype	II	III	IVb	Vb
GGW/AB					
BSN humaan volwassene (> 15 jaar)	EFSA/AB 2020	0,2	4,9	559	268
	2x EFSA/AB 2020	0,6	21,0	1949	1179
	EFSA/z AB	0,5	16,1	1900	911
BSN ecotox		3	18	110	9100
BSN EPA 2016		3,8*	18	110	1950
BSN tijdelijk HK		3,8*	3,8/18	110	110
BSN EFSA/AB 2020	Volwassene	3,8*	4,9	110	268
BSN 2x EFSA/AB 2020	Volwassene	3,8*	18	110	1179
BSN EFSA/z AB	Volwassene	3,8*	16,1	110	911

PFOA	Bestemmingstype	II	III	IVb	Vb
GGW/AB					
BSN humaan volwassene (> 15 jaar)	EFSA/AB 2020	0,6	7,9	632	303
	2x EFSA/AB 2020	1,3	18,2	643	708
	EFSA/z AB	0,7	10,3	643	405
BSN ecotox		7	89	1100	50000
BSN EPA 2016		4,3	89	643	643
BSN tijdelijk HK		4,3	4,3/89	643	643
BSN EFSA/AB 2020	Volwassene	2,5/3,8*	7,9	632	303
BSN 2x EFSA/AB 2020	Volwassene	2,5/3,8*	18,2	643	643
BSN EFSA/z AB	Volwassene	2,5/3,8*	10,3	643	405

* Bijstelling bodemsaneringsnorm II o.b.v. de afleiding van de waarde vrij gebruik van bodem/richtwaarde (zie toelichting § 2.2).

2.4 Conclusies normenkader vaste deel van de aarde

Daar de achtergrondblootstelling via voeding voor de 4 EFSA PFAS samen de GGW van 0,63 ng/kg lw.d reeds overschrijdt, kan de facto gesteld worden dat elke bodemsaneringsnorm (i.e. elke extra blootstellingsdosis) een zeker gezondheidsrisico inhoudt.

Om het gezondheidsrisico dat uitgaat van een bodemverontreiniging zo beperkt mogelijk te houden, werd beslist om voor het opstellen van het nieuwe handelingskader achtergrondblootstelling mee te nemen en wordt niet geopteerd voor een verdubbeling van de GGW. De voorkeur gaat m.a.w. uit naar het normenkader o.b.v. 'EFSA/AB 2020'.

Vervolgens dient beslist te worden of het 'tijdelijk handelingskader' wordt behouden, dan wel dat er geopteerd wordt voor het nieuwe handelingskader o.b.v. 'EFSA/AB 2020'. Beide normenkaders worden weergegeven in onderstaande tabel.

Bestemmingstype	II	III	IV	V
PFOS				
BSN tijdelijk HK	3,8	3,8/18	110	110
BSN nieuwe HK	3,8	4,9	110	268
PFOA				
BSN tijdelijk HK	4,3	4,3/89	643	643
BSN nieuwe HK	2,5	7,9	632	303

Het nieuwe handelingskader opgesteld op basis van 'EFSA/AB 2020' toont aan dat de beleidsmatige keuzes achter het tijdelijk handelingskader grotendeels terecht waren. Nagenoeg alle waarden zijn lager of nagenoeg gelijk, m.u.v. BSN II en V voor PFOA. Het grote nadeel van het tijdelijk handelingskader is dat het nog grotendeels gebaseerd is op het 'vorige' normenkader 'EPA 2016' (gedateerd) en dit in combinatie met een aantal beleidsmatige keuzes (o.a. het hanteren van BSN II (landbouw) voor wonen (III) en BSN IV (recreatie) voor industrie (V) om de EFSA-filosofie 'tijdelijk' op te vangen.

Het nieuwe handelingskader op basis van 'EFSA/AB 2020' heeft als voordeel dat het de 'actuele' wetenschappelijke stand van zaken weergeeft. Bovendien kan dan een gestroomlijnd bodembeleid uitgewerkt worden waarbij de locatiespecifieke humane risico-evaluatie in het beschrijvend bodemonderzoek en het afleiden van de risicogebaseerde terugsaneerwaarde in het bodemsaneringsproject gebaseerd zijn op dezelfde uitgangspunten. Dit zorgt voor een consistent bodembeleid met een logische en samenhangende aaneenschakeling van acties voor verder onderzoek of maatregelen.

Voor woonzone (bestemmingstype III) werden in het tijdelijk handelingskader 2 bodemsaneringsnormen voorzien; i.e. één voor wonen met moestuin of kippenren en één voor wonen met siertuin (geen moestuin én geen kippenren). Dit wijkt af van de standaard werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen. Daar het feitelijk gebruik in een woonzone snel kan wijzigen, wordt geadviseerd om dit niet te hanteren. Dit is een aspect dat door de eBSD in het verkennend, oriënterend of beschrijvend bodemonderzoek kan worden meegenomen zoals dit ook wordt toegepast voor andere VLAREBO-parameters.

Voor het bepalen van BSN II voor PFOA gaat de voorkeur uit naar de aanpak die analoog is aan de werkwijze die voor PFOS reeds werd toegepast. Dit resulteert in een waarde vrij gebruik (WVG) van 2,0 µg/kg ds voor PFOA (i.e. 2x streefwaarde van 1,0 µg/kg ds) en in een bijgestelde BSN II van 2,5 µg/kg ds (waarbij 80% BSN II = 80% van 2,5 µg/kg ds = 2 µg/kg ds = WVG).

Risico's verbonden aan de bijgestelde BSN II voor PFOS en PFOA ?

→ Uitloogrisico

Zoals toegelicht in § 2.2 gaat er zowel van de streefwaarde als de hergebruikswaarden mogelijk een uitloogrisico uit.

Om dit beter in kaart te brengen, zijn er een aantal berekeningen uitgevoerd met het uitloogmodel dat aan de basis ligt van de risicogebaseerde grenswaarden. Dezelfde conservatieve standaardscenario's zijn beschouwd: (1) GW1 - opvulling, (2) GW2 - ophoging met een materiaal sterk gevoelig voor uitloging, en (3) GW3 - ophoging met een materiaal gemiddeld gevoelig voor uitloging. Voor deze scenario's is de concentratie in grondwater berekend voor concentraties gelijk aan de gemiddelde concentratie in onbelaste bodems, de waarde vrij gebruik en 2 keer de waarde vrij gebruik. Daarnaast is ook de concentratie in grondwater berekend voor WVG en 2*WVG als de onderliggende bodem een gemiddelde bodem is wat betreft sorptie en niet sterk gevoelig voor uitloging.

De resultaten zijn weergegeven in Tabel 12. Als gemiddelde concentratie zijn de gemiddelde metingen in 50 onbelaste bodems (bemeten voor het bepalen van de streefwaarde) gebruikt, nl. 0,78 µg/kg ds PFOS en 0,56 µg/kg ds PFOA. Deze concentraties zouden in een scenario van een ophoging met een materiaal gemiddeld gevoelig aan uitloging aanleiding kunnen geven tot een berekende overschrijding van de norm in grondwater met een factor 2 (PFOS) of 4 (PFOA). Daarbij dient opgemerkt te worden dat de opbouw van dit scenario conservatief is met betrekking tot de sorptie in de onderliggende bodem: hiervoor wordt het 10-de percentiel van de K_D -waarde gebruikt, d.w.z. dat 10% van de bodems even gevoelig of gevoeliger is voor uitloging.

Daarnaast zijn de sorptieconstanten K_D bepaald aan de hand van een K_{OC} -waarde geselecteerd uit de literatuur. Deze waarden liggen in de range van K_{OC} -waarden uit andere literatuur bronnen, maar geven mogelijk een onderschatting van de sorptie en dus een overschatting van de uitloging. In een studie uit Nederland (Wintersen et al., 2020⁷) werden K_D -waarden bepaald op 40 bodems met een range van 67-2406 L/kg voor PFOS en 25-3658 L/kg voor PFOA. De K_D -waarden die wij hanteren in onze berekeningen liggen veel lager met een waarde van 4,3 L/kg voor PFOS en 1,3 L/kg voor PFOA voor een Vlaamse standaardbodem. Bij lagere K_D waarden zijn de geschatte risico's op uitloging groter. Op dit moment zijn er nog niet voldoende metingen voor Vlaanderen beschikbaar om een representatief beeld te geven maar allicht zullen deze schattingen hoger worden naarmate meer meetresultaten beschikbaar zijn.

Dezelfde berekeningen zijn uitgevoerd voor de waarde vrij gebruik en 2 keer waarde vrij gebruik voor het standaardscenario en een scenario met een onderliggende bodem die gemiddeld gevoelig is voor uitloging (mediaan K_D -waarde). Voor een gemiddelde bodem zijn de berekende concentraties een factor 1,5 tot 2,5 lager dan voor een standaardscenario met zeer gevoelige bodem. Tabel 12 geeft de berekende grondwaterconcentraties weer voor het standaardscenario en het gemiddelde scenario die overeenkomen met de waarde vrij gebruik en de waarde bouwkundig bodemgebruik.

⁷ Wintersen, A. et al., 2020, Verschil in uitloging van PFAS uit grond en bagger. RIVM-briefrapport 2020-0102, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).

Tabel 12: Berekende concentraties in grondwater ($\mu\text{g/l}$) bij toepassing van de standaardscenario's (en een aangepast scenario voor een gemiddelde onderliggende bodem) voor de gemiddelde concentratie in onbelaste bodems, de waarde vrij gebruik en 2 keer de waarde vrij gebruik.

		PFOS			PFOA		
		GW1	GW2	GW3	GW1	GW2	GW3
Gem. Conc.	standaard	1,6	0,4	0,2	2,8	0,8	0,4
WVG	standaard	6,0	1,6	0,8	10,0	2,9	1,5
	gemiddelde bodem		0,7	0,5		1,3	1,0
2*WVG	standaard		3,2	1,6		5,7	3,0
	gemiddelde bodem		1,3	1,0		2,7	2,0

→ Gezondheidsrisico

Daar de op basis van 'EFSA/AB 2020' berekende BSN II voor zowel PFOS als PFOA normaal lager zou zijn dan de streefwaarde (resp. 0,2 en 0,6 $\mu\text{g/kg ds}$), gaat er van de naar boven bijgestelde BSN op basis van de uitgangspunten van het grondverzet een gezondheidsrisico uit. **De vraag is hoe groot dit gezondheidsrisico is.**

Om deze vraag te kunnen beantwoorden werden de risico-indexen voor de streefwaarde, de waarde vrij gebruik, de beleidsmatige BSN II EFSA 2020 berekend voor PFOS en PFOA afzonderlijk, alsook voor de som van beide. De risico-index (RI) geeft aan hoeveel keer de EFSA 2020 GGW van 0,63 ng/kg lw.d wordt overschreden. De risico-indexen en de overeenkomende blootstellingsdosissen worden weergegeven in Tabel 13. Daar voor PFOA de BSN II van het tijdelijk handelingskader (4,3 $\mu\text{g/kg ds}$) hoger was, wordt deze voor de volledigheid mee opgenomen in de tabel.

Tabel 13 – Risico-indexen (RI) en orale blootstellingsdosissen gekoppeld aan BSN II van het normenkader, de streefwaarde, waarde vrij gebruik, de beleidsmatige BSN II EFSA 2020 en BSN II van het tijdelijk handelingskader.

Orale blootstelling	C_{bodem} $\mu\text{g/kg ds}$	Lokale B*	AB**	lokale + AB	RI	dosis Σ ng/kg lw.d	RI Σ
BSN II Normenkader	PFOS 0,2	0,22	0,41	0,63	1	1,26	2,00
	PFOA 0,6	0,51	0,12	0,63	1		
Streefwaarde (SW)	PFOS 1,5	1,98	0,41	2,39	3,79	3,41	5,42
	PFOA 1,0	0,91	0,12	1,03	1,63		
Waarde Vrij Gebruik (WVG)	PFOS 3,0	3,95	0,41	4,36	6,92	6,30	10,00
	PFOA 2,0	1,81	0,12	1,93	3,07		
Beleidsmatige BSN II EFSA 2020	PFOS 3,8	5,00	0,41	5,42	8,60	7,80	12,39
	PFOA 2,5	2,27	0,12	2,39	3,79		
BSN II - tijdelijk handelingskader	PFOS 3,8	5,00	0,41	5,42	8,60	9,43	14,98
	PFOA 4,3	3,90	0,12	4,02	6,38		

*: Orale blootstellingsdosis gekoppeld aan de lokale bodemverontreiniging

** : Orale achtergrondblootstelling

De tabel geeft aan dat de blootstellingsdosis voor:

- BSN II PFOS (bodemconcentratie van 3,8 µg/kg ds) **5,42 ng/kg lw.d** bedraagt of **8,6x** de EFSA 2020 GGW van 0,63 ng/kg lw.d overschrijdt.
- BSN II PFOA (bodemconcentratie van 2,5 µg/kg ds) **2,39 ng/kg lw.d** bedraagt of **3,8x** de EFSA 2020 GGW van 0,63 ng/kg lw.d overschrijdt.

Stel dat beide bodemconcentraties samen voorkomen, dan zou dit resulteren in een blootstellingsdosis van **7,80 ng/kg lw.d** of **12,4x** de EFSA 2020 GGW.

Er dient opgemerkt te worden dat het standaard gebruiksscenario 'landbouw' in S-Risk geldt voor landelijke gebieden en dat het volgende 3 uitgangspunten omvat:

- Mensen brengen vrijwel 24 uur per dag door op de locatie. Voor kinderen wordt rekening gehouden met afwezigheid voor de tijd, die ze op school doorbrengen.
- Lokaal geteelde voeding maakt een belangrijk deel uit van de totale voeding.
- Alle leeftijdsgroepen worden beschouwd als blootgestelde groepen.

Het landbouwscenario gaat er met andere woorden vanuit dat er op het landbouwperceel effectief gewoond wordt en dat lokaal geteelde voeding zowel groenten als dierlijke producten een belangrijk deel uitmaakt van de totale voeding (nagenoeg 100% m.u.v. de consumptie van aardappel; 50%). Dit is echter vaak niet van toepassing, bijvoorbeeld in het geval van het gebruik van landbouwpercelen als akkers of weilanden.

In het 'vorige' normeringsrapport (Van Holderbeke et al., 2020) werd reeds aangegeven dat de dominante blootstellingsroute voor het landbouwscenario 'inname via dierlijke producten' is, gevolgd door de blootstellingsroute 'inname via groenten'. Bij de dierlijke producten blijkt dat de bijdrage via melk dominant is, gevolgd door vlees. Bijgevolg werden 2 bijkomende berekeningen uitgevoerd, één voor het scenario waarbij er geen melkkoeien aanwezig zijn (i.e. 'geen melk') en één voor het scenario 'akker' (i.e. geen dierlijke producten zoals melk en vlees). De risico-indexen en de overeenkomende blootstellingsdosissen worden weergegeven in Tabel 14.

Tabel 14 – Risico-indexen (RI) en orale blootstellingsdosissen voor het standaard landbouwscenario, het scenario 'geen melk' en het scenario 'akker' en dit voor de beleidsmatige bodemconcentraties voor BSN II EFSA 2020 van 3,8 µg/kg ds voor PFOS en 2,5 µg/kg ds voor PFOA.

Orale blootstelling	C _{bodem} µg/kg ds	Lokale B*	AB**	lokale + AB	RI	dosis Σ ng/kg lw.d	RI Σ
Beleidsmatige BSN II EFSA 2020	PFOS 3,8	5,00	0,41	5,42	8,60	7,80	12,39
	PFOA 2,5	2,27	0,12	2,39	3,79		
Geen melk	PFOS 3,8	2,81	0,41	3,22	5,11	4,46	7,09
	PFOA 2,5	1,12	0,12	1,24	1,98		
Akker geen dierl. prod.	PFOS 3,8	0,38	0,43	0,82	1,29	1,31	2,08
	PFOA 2,5	0,35	0,14	0,49	0,78		

*: Orale blootstellingsdosis gekoppeld aan de lokale bodemverontreiniging

** : Orale achtergrondblootstelling

De tabel geeft aan dat de blootstellingsdosis voor PFOS voor het scenario:

- 'geen melk' afneemt van **5,42** naar **3,22** ng/kg lw.d of RI daalt van **8,5** naar **5,1**.
- 'akker' verder afneemt naar **0,82** ng/kg lw.d of **1,3**.

De tabel geeft aan dat de blootstellingsdosis voor PFOA voor het scenario:

- 'geen melk' afneemt van **2,39** naar **1,24** ng/kg lw.d of RI daalt van **3,8** naar **2**.
- 'akker' verder afneemt naar **0,49** ng/kg lw.d waarbij de risico-index niet meer wordt overschreden (i.e. **0,8x**).

Stel dat beide bodemconcentraties samen voorkomen, dan zou dit voor het scenario 'akker' resulteren in een blootstellingsdosis van **3,31 ng/kg lw.d** of **2,1x** de EFSA 2020 GGW. De overschrijding is in dit geval nog te wijten aan de 'inname via groenten' waarbij ervan uitgegaan wordt dat nagenoeg alle groenten van eigen teelt afkomstig zijn.

Deze berekeningen geven aan dat de risico-index voor het standaard scenario landbouw sterk gedomineerd wordt door de bijdrage via dierlijke producten, terwijl dit niet op elk landbouwperceel van toepassing is.

Met het S-Risk model kan naast de risico-index (RI) ook een concentratie-index (CI) berekend worden om de risico's van voedingsproducten bestemd voor commerciële doeleinden te beoordelen. Hierbij wordt de door S-Risk voorspelde concentratie in een dierlijk product of groente vergeleken met een 'limietwaarde'. Het criterium voor besluit tot een risico is een concentratie-index ≥ 1 . Momenteel zijn er voor PFOS en PFOA geen wettelijke limieten voorhanden en is deze toetsing niet mogelijk. Er kan met andere woorden geen uitspraak worden gedaan over 'voedselveiligheid'.

Vanaf 01/01/2023 zijn normen voor dierlijke levensmiddelen (eieren, vlees en organen) van de FOD volksgezondheid van kracht. Daarnaast kunnen voor melk de actielimieten van het FAVV gehanteerd worden (zie Tabel 1).

Wanneer de met S-Risk voorspelde concentraties in melk, vlees, lever en nieren voor de bijgestelde BSN II van 3,8 µg/kg ds voor PFOS en 2,5 µg/kg ds voor PFOA vergeleken worden met de toekomstige normen van de FOD volksgezondheid en de actielimieten van het FAVV, dan overschrijden de voorspelde concentraties voor PFOS in vlees, lever en nieren de normen (i.e. $CI > 1$). Indien dit wordt vastgesteld in een reële (actuele) situatie, dan wordt aangeraden om gericht te gaan meten in dierlijke producten. De meetwaarden kunnen vervolgens vergeleken worden met de normen/actielimieten. Indien de meetwaarden kleiner zijn dan de door S-Risk voorspelde concentraties kan ook de risico-index opnieuw berekend worden voor een realistischere inschatting van het gezondheidsrisico.

Tabel 15 – Toetsen van voorspelde concentraties in levensmiddelen aan actielimieten en toekomstige normen.

CB PFOS = 3,8 µg/kg ds CB PFOA = 2,5 µg/kg ds		C voorspeld (S-Risk) µg/kg vg	Norm (n) /actielimiet (a) µg/kg vg	CI
C melk	PFOS	0,77	6 (a)	<
	PFOA	0,40	60 (a)	<
C vlees	PFOS	2,44	0,3 (n)	8,1
	PFOA	0,40	0,8 (n)	<
C lever	PFOS	15,12	6 (n)	2,5
	PFOA	0,59	0,7 (n)	<
C nieren	PFOS	41,18	6 (n)	6,9
	PFOA	0,13	0,7 (n)	<

2.5 Kadering gebruik bodemsaneringsnormen in bodembeleid

Zolang de voorgestelde bodemsaneringsnormen voor PFAS niet opgenomen worden in bijlage IV van VLAREBO worden de PFAS beschouwd als niet genormeerde parameters.

In dat geval worden de voorgestelde bodemsaneringsnormen in het kader van bodemonderzoeken voornamelijk gebruikt voor de beoordeling van de aanwezigheid van een ernstige bodemverontreiniging in het verkennend/oriënterend bodemonderzoek (VBO/OBO).

In de standaardprocedure OBO staat dat voor een verontreiniging met niet genormeerde parameters de **methodologie 'duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging' (DAEB)** wordt gehanteerd voor het bepalen van de noodzaak van een beschrijvend bodemonderzoek (BBO).

In een verkennend bodemonderzoek wordt met een beperkte veld- en analysecampagne onderzocht of en in welke concentraties PFAS op een bepaalde locatie aanwezig is in bodem en grondwater. Om de verkennende bodemonderzoeken op mogelijke risicolocaties voor PFAS zo uniform mogelijk te laten uitvoeren en evalueren, werd het 'Onderzoeksprotocol verkennend bodemonderzoek naar PFAS verontreiniging door fluorhoudend blusschuim en t.h.v. PFAS-verdachte risicolocaties' (OVAM, 2022a) opgesteld (verder afgekort 'onderzoeksprotocol VBO'). Er is aandacht voor staalname in de bronzones (i.e. perce(e)l(en) waar de (voormalige) (industriële) PFAS-verdachte activiteit heeft plaatsgevonden en waar de hoogste concentraties verwacht worden) en in de richting van de omgeving (zodat een eerste inschatting voor de mogelijke blootstelling naar de omgeving kan gemaakt worden). Daarnaast wordt beschreven **wanneer en hoe de methodologie 'duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging' (DAEB)** dient toegepast te worden.

Het onderzoeksprotocol VBO wordt toegepast op volgende terreinen:

- brandweerkazernes, brandweeroefenterreinen en locaties waar op basis van informatie van de gemeente of de brandweer in het verleden zware branden vermoedelijk met fluorhoudend schuim zijn geblust;
- andere risico-locaties waar PFAS een verdachte stof betreft zoals PFAS verwerkende industrie, waterzuivering, stortplaats, afvalverbranding, grondreinigingscentra of tijdelijke opslagplaatsen.

De standaardprocedure OBO wordt gevolgd voor terreinen waar PFAS zelf geproduceerd wordt of werd.

De impact van het nieuwe voorgestelde normenkader op de methodologie DAEB wordt nader besproken in § 2.5.1.

Indien de methodologie DAEB aangeeft dat er duidelijk aanwijzingen zijn van een ernstige bodemverontreiniging, dan dient een **beschrijvend bodemonderzoek (BBO)** uitgevoerd te worden. **In het BBO worden de voorgestelde bodemsaneringsnormen en richtwaarden louter gehanteerd voor het in beeld brengen van de omvang van de verontreiniging (iso-concentratielijnen).** Daar de richtwaarden nagenoeg identiek zijn, heeft het nieuwe normenkader weinig impact op deze afperking.

Of beheersmaatregelen nodig zijn en of een bodemsaneringsproject dient uitgewerkt te worden, wordt beslist aan de hand van een **locatiespecifieke risico-evaluatie**. In zo'n

locatiespecifieke risico-evaluatie wordt het humaan risico, het ecotoxicologisch risico en het verspreidingsrisico afzonderlijk beoordeeld.

De impact van het hanteren van de nieuwe EFSA TWI 2020 op de humane locatiespecifieke risico-evaluatie wordt nader besproken in § 2.5.2.

Daar bij het afleiden van een normenkader standaard geen rekening wordt gehouden met uitloging en verwaaiing en deze aspecten in het bodembeleid pas uitgebreid aan bod komen in het BBO, wordt de relatie tussen het normenkader en de evaluatie van het verspreidingsrisico in een BBO kort toegelicht in § 2.5.3. Dit om aan te tonen dat ondanks het feit dat deze aspecten niet vervat zitten in het normenkader de hogere waarden voor bestemmingstype recreatie (BSN IV) en industrie (BSN V) opgevangen worden in het BBO.

Wanneer in het BBO geconcludeerd wordt dat een bodemsaneringsproject (BSP) moet opgesteld worden, dienen door de eBSD saneringsdoelstellingen geformuleerd te worden (i.e. terugsaneerwaarden). Dit wordt toegelicht in de standaardprocedure bodemsaneringsproject en beperkt bodemsaneringsproject (OVAM, 2021c). Voor de berekening van de **risicogebaseerde terugsaneerwaarden** baseert de eBSD zich op de Code van Goede Praktijk: 'Methodologie DAEB, Risico-evaluatie en berekening risicogebaseerde terugsaneerwaarden' (OVAM, 2021b). In § 2.5.4 wordt de relatie tussen het normenkader en deze risicogebaseerde terugsaneerwaarde kort toegelicht. **Dit om aan te tonen dat er een conflict (tegenstrijdigheid) is tussen het normenkader en de keuze van de risicogebaseerde terugsaneerwaarde.**

2.5.1 Impact normenkader op methodologie DAEB

In het **VBO PFAS** dient door de erkende bodemsaneringsdeskundige (eBSD) in eerste instantie nagegaan te worden of de methodologie 'duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging' (DAEB) dient uitgewerkt te worden. **Hiervoor worden de bodemsaneringsnormen voor PFOS en PFOA gehanteerd** (zie vetgedrukte zinnen in onderstaande scheefgedrukte tekst afkomstig uit het 'Onderzoeksprotocol VBO').

In volgende gevallen wordt de methodologie DAEB gebruikt:

Vaste deel van de aarde

- *van zodra de **80% van een individuele toetsingswaarde bodemsaneringsnorm (BSN)** voor één of meerdere individuele PFAS-parameters overschreden wordt; EN/OF*
- *van zodra de som van (een deel van) kwantitatieve PFAS-parameters een van toepassing zijnde toetsingswaarde richtwaarde voor PFAS (som) overschrijdt; EN/OF*
- *indien geen toetsingswaarde richtwaarde voor PFAS (som) voor handen is: van zodra de detectielimiet van een individuele kwantitatieve PFAS-parameter overschreden wordt.*

Grondwater

- *van zodra **80% van een individuele toetsingswaarde bodemsaneringsnorm (BSN)** voor één of meerdere individuele parameters overschreden wordt; EN/OF*
- *van zodra de som van (een deel van) kwantitatieve PFAS-parameters een van toepassing zijnde toetsingswaarde richtwaarde voor PFAS (som) overschrijdt; EN/OF*
- *Indien geen toetsingswaarde richtwaarde voor PFAS (som) voor handen is: van zodra de detectielimiet van een individuele kwantitatieve PFAS-parameter overschreden wordt.*

In het VBO/OBO worden voornamelijk de **bronzones** (i.e. perce(e)l(en) waar de (voormalige) (industriële) PFAS-verdachte activiteit heeft plaatsgevonden en waar de hoogste concentraties verwacht worden) onderzocht. Het bestemmingstype ter hoogte van de onderzochte percelen en het werkelijke gebruik bepalen de te hanteren bodemsaneringsnormen. De strengste van beide wordt gehanteerd. Wanneer bijvoorbeeld een terrein gelegen is in:

- **bestemmingstype V** en er momenteel (industriële) activiteiten plaatsvinden, dan worden de bodemsaneringsnormen voor industrie (BSN V) gehanteerd (bv: 3M-site of brandweergelateerde activiteiten binnen bestemmingstype V).
- **bestemmingstype V** maar het wordt gebruikt als bv. woonzone, dan worden de bodemsaneringsnormen voor wonen (BSN III) gehanteerd.
- **een ander bestemmingstype (I, II, III of IV)**, dan worden de BSN van het overeenstemmend bestemmingstype gehanteerd.

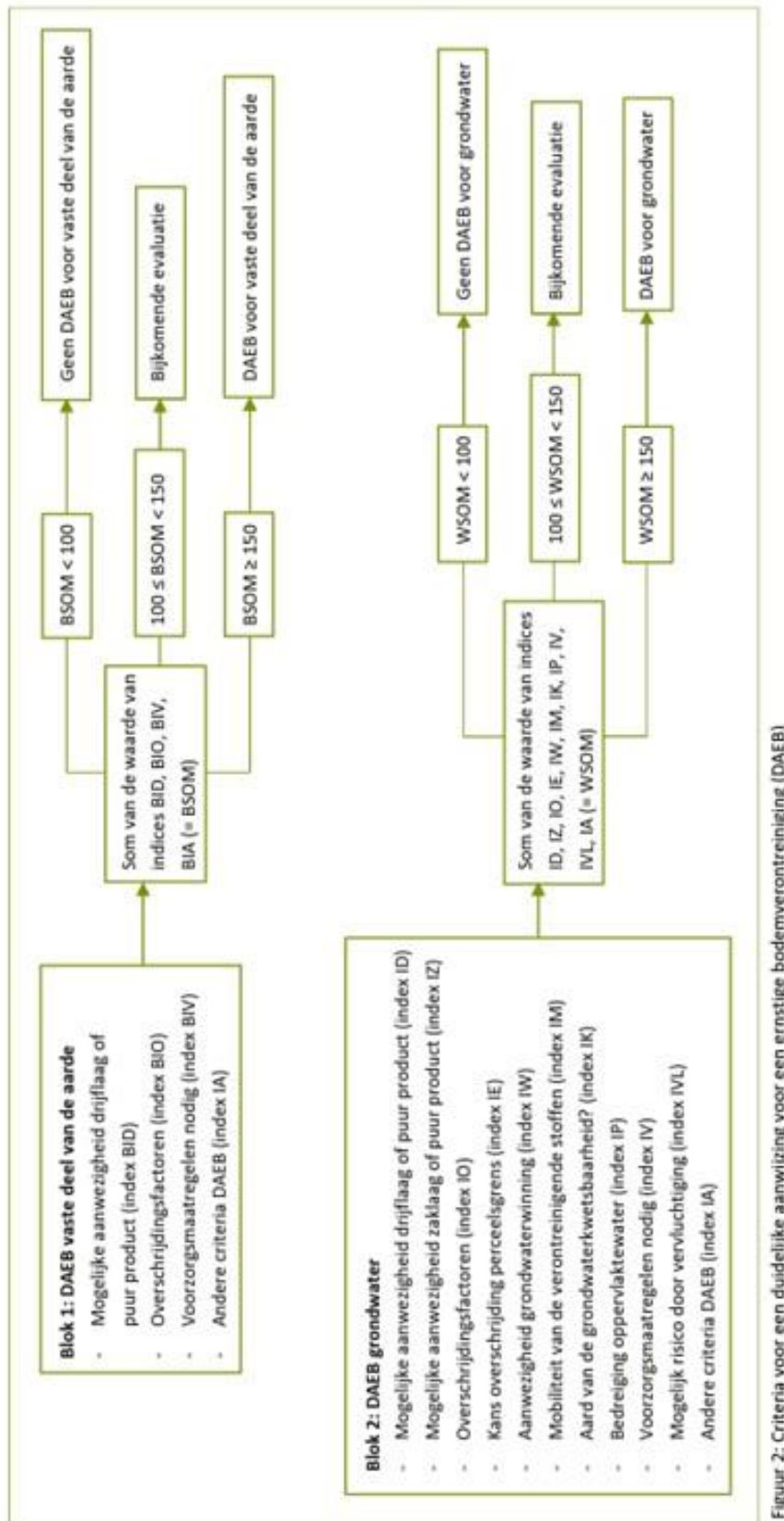
Inschatting impact: Men zou verwachten dat ten gevolge van een verlaging van de bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde de methodologie DAEB sneller moet toegepast worden, maar dat is niet noodzakelijk het geval daar de kans groot is dat de methodologie DAEB reeds moet toegepast worden op basis van het 2^e criterium gebaseerd op richtwaarde of op basis van de aanwezige grondwaterverontreiniging (zie bovenstaande kader).

Het is m.a.w. niet mogelijk om te voorspellen of op basis van het nieuwe normenkader (i.e. zonder extra BSN voor wonen met siertuin) de DAEB methodologie vaker dient te worden toegepast.

De **methodologie DAEB** zelf bestaat uit 2 onderdelen, nl. Blok 1: verontreiniging in het vaste deel van de aarde (DAEB VDA) en Blok 2: verontreiniging in grondwater (DAEB GW). Elk blok omvat meerdere criteria waaraan scores worden toegekend om te bepalen of er een duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging (DAEB) is. Als de som van de verschillende scores kleiner is dan 100, dan is de conclusie 'geen DAEB'. Als de som groter is dan 150, dan is de conclusie 'DAEB'. Dit wordt weergegeven in Figuur 1 (afkomstig uit de Code van Goede Praktijk - Methodologie DAEB, risico-evaluatie en risicogebaseerde terugsaneerwaarde, OVAM 2021b).

Standaard bevat zowel blok 1 (DAEB VDA) als blok 2 (DAEB GW) een criterium dat gebaseerd is op de **overschrijding van de bodemsaneringsnorm** en dit wordt uitgedrukt in een 'overschrijdingsfactor' (index BIO en index IO). Hoe de 'index BIO' berekend wordt, wordt verderop in de tekst toegelicht aan de hand van een voorbeeld uit het 'onderzoeksprotocol VBO' (zie kader volgende pagina). Aan deze indexen worden dan als volgt scores toegekend:

Overschrijdingsfactor	Score index BIO (VDA)	Score index IO (GW)
$CI < 0,8$	0	0
$0,8 \leq CI \leq 2$	75	20
$2 < CI \leq 4$	100	50
$4 < CI \leq 6$	125	75
$CI > 6$	150	100



Figuur 2: Criteria voor een duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging (DAEB)

Figuur 1: Criteria voor een duidelijke aanwijzing voor een ernstige bodemverontreiniging

2.5.1.1 Wat is de impact van het nieuwe normenkader 'BSN EFSA/AB 2020' op DAEB?

Zoals reeds eerder aangegeven zijn het voornamelijk de voorgestelde bodemsaneringsnormen voor bestemmingstype wonen (BSN III) en industrie (BSN V) die lager zijn in vergelijking met het vorige normenkader en het tussentijds normenkader. Bijgevolg wordt enkel de impact voor deze bodemsaneringsnormen besproken.

→ Wonen (BSN III)

Voor 'wonen met moestuin' is er t.o.v. het 'oude' normenkader een daling van 18 naar 4,9 µg/kg ds voor PFOS en van 89 naar 7,9 µg/kg ds voor PFOA en zal er bijgevolg sneller overgegaan worden tot de uitvoering van een BBO, maar t.o.v. het tijdelijk handelingskader (BSN PFOS 3,8 µg/kg ds en BSN PFOA van 4,3 µg/kg ds) is de wijziging beperkt.

Voor 'wonen met siertuin' - waarvoor in het tijdelijk handelingskader een extra bodemsaneringsnorm werd voorgesteld - wordt de impact geëvalueerd aan de hand van het onderstaande schuingedrukt voorbeeld uit het 'onderzoeksprotocol VBO'. Dit voorbeeld geeft aan hoe de 'index BIO' (overschrijdingsfactor) in de DAEB-methodologie voor het vaste deel van de aarde wordt berekend.

Op de onderzoekslocatie gelegen in woonzone zonder aanwezigheid van moestuin of kippen met vrije uitloop worden voor het vaste deel van de aarde de volgende maximale concentratie vastgesteld:

- PFOS: 16 µg/kg ds;
- PFOA: 5 µg/kg ds;
- (deel)som PFAS (kwantitatieve parameters m.u.v. PFOS en PFOA): 113 µg/kg ds;
- toetsingswaarde BSN III PFOS zonder aanwezigheid van moestuin of kippen: **18 µg/kg ds**;
- toetsingswaarde BSN III PFOA zonder aanwezigheid van moestuin of kippen: **89 µg/kg ds**.

Vermits er geen toetsingswaarde BSN voor handen is op het niveau van PFAS (som) wordt getoetst aan de strengste toetsingswaarde BSN voor een individuele parameter, in dit geval de toetsingswaarde voor PFOS (18 µg/kg ds).

$$Cl_b = 16/18 \text{ (PFOS)} + 5/89 \text{ (PFOA)} + 113/18 \text{ (som PFAS)} = 7,2.$$

De Cl_b van 7,2 uit het voorbeeld stemt reeds overeen met een score van 150. Bijgevolg is de conclusie op basis van dit criterium alleen reeds dat er een DAEB voor het vaste deel van de aarde aanwezig is en bijgevolg een BBO nodig is.

Bij toepassing van het nieuwe normenkader 'EFSA/AB 2020' (BSN III van 4,9 µg/kg ds en 7,9 µg/kg ds) stijgt de waarde voor Cl_b naar 27.

$$Cl_b = 16/4,9 \text{ (PFOS)} + 5/7,9 \text{ (PFOA)} + 113/4,9 \text{ (som PFAS)} = 27.$$

Bij lagere bodemconcentraties zal o.b.v. de toepassing van het tijdelijk handelingskader voor 'wonen met siertuin' sneller een waarde $Cl_b < 2$ (score 75) worden bereikt en is de kans groter dat de 'totale score' kleiner is dan 100 met als conclusie 'geen DAEB VDA'. Enkel indien ook voor het grondwater de conclusie is 'geen DAEB GW' is er geen BBO nodig. In het OVAM-document "Aanwezigheid van PFAS in grond en grondwater op brandweer(oefen)locaties/branden: eerste trends en inzichten" (OVAM, 2022b) worden PFAS-gerichte verkennende bodemonderzoeken van brandweerlocaties (brandweer-

oefenterreinen, -kazernes en incidenten) beoordeeld. De conclusies m.b.t. de toepassing van de DAEB-methodologie worden weergegeven in Kader 1.

Kader 1 - Evaluatie methodologie DAEB (OVAM, 2022b)

3.1.2 DAEB (duidelijke aanwijzing van een ernstige bodemverontreiniging)

In Tabel 2 wordt het aantal rapporten met DAEB in de vaste deel van de aarde en het grondwater weergegeven.

Tabel 2: Aantal rapporten met DAEB in vaste deel van de aarde en grondwater

Wel of geen DAEB	Aantal in vaste deel van aarde (59)	% dossiers	Aantal in grondwater (55)	% dossiers
DAEB	23	39%	47	85%
Geen DAEB	36	61%	8	15%

Van de 36 rapporten waarin geen DAEB in vaste deel van de aarde werd besloten:

- is er in 24 rapporten wel een DAEB in grondwater besloten;
- is er in 5 rapporten noch een DAEB vaste deel van de aarde noch een DAEB grondwater;
- werd in 7 rapporten geen grondwater onderzocht- dus is er geen uitspraak over DAEB grondwater beschikbaar.

Van de 8 rapporten waar geen DAEB grondwater werd besloten:

- werd in 2 rapporten wel een DAEB in vaste deel van de aarde besloten;
- is er in 5 rapporten noch een DAEB vaste deel van de aarde noch een DAEB grondwater;
- werd in 1 rapport bodem afgegraven waardoor er geen initiële evaluatie DAEB vaste deel van de aarde op basis van concentraties voorafgaand aan ontgraving beschikbaar is.

Algemene interpretatie DAEB:

Er zijn minder dossiers waar DAEB besloten werd in het vaste deel van de aarde dan dossiers waar DAEB besloten werd in het grondwater. In 85% van de dossiers wordt een DAEB grondwater besloten terwijl er slechts in 39% een DAEB bodem wordt besloten. Bijgevolg is het belangrijk om steeds beide media in een BBO verder te onderzoeken wanneer er sprake is van DAEB voor één van beide media.

In Tabel 3 wordt het aantal rapporten met DAEB in het vaste deel van de aarde en het grondwater weergegeven per type activiteit.

Tabel 3: Aantal rapporten met DAEB, totaal aantal rapporten en percentage rapporten met DAEB in vaste deel van de aarde en grondwater per type activiteit

Activiteit	DAEB in vaste deel van de aarde	Aantal rapporten in vaste deel van de aarde (59)	%DAEB in vaste deel van de aarde	DAEB in grondwater	Aantal rapporten in grondwater (55)	%DAEB in grondwater
brand	3	11	27%	13	14	93%
brandweerkazerne	2	4	50%	4	5	80%
brandweer kazerne + oefenplaats	14	30	47%	22	23	96%
brandweer oefenplaats (niet op locatie van kazerne)	4	12	33%	6	11	55%
brandweer opslagplaats	0	1	0%	1	1	100%
jaarlijks schuimtapijt	0	1	0%	1	1	100%

In kader 1 staat: *‘Er zijn minder dossiers waar DAEB besloten werd in het vaste deel van de aarde dan dossiers waar DAEB besloten werd in het grondwater’. In 85% van de dossiers wordt een DAEB grondwater besloten terwijl er slechts in 39% een DAEB bodem wordt besloten.*

Omwille van de relatie met grondwater is het bijgevolg moeilijk om te voorspellen of op basis van het nieuwe normenkader ‘EFSA/AB 2020’ (BSN III van 4,9 µg/kg ds en 7,9 µg/kg ds) vaker overgegaan dient te worden tot een BBO.

Inschatting impact:

Zoals reeds toegelicht werden in het tijdelijk handelingskader voor wonen 2 bodemsaneringsnormen gedefinieerd, nl. één voor ‘wonen met moestuin’ (standaard scenario) en één voor ‘wonen met siertuin’ (i.e. zonder moestuin en zonder kippenren). Tot op heden werd dit voor geen enkele andere VLAREBO-parameter toegepast. Deze aanpak maakt geen deel uit van de standaard afleiding van het normenkader en is tevens een afwijking op de toepassing van de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek zoals die voor andere VLAREBO parameters wordt toegepast. Het scenario ‘wonen met siertuin’ wordt voor andere VLAREBO parameters in principe pas in het BBO toegepast in het kader van de locatiespecifieke humane risico-evaluatie.

Bij de afleiding van de bodemsaneringsnorm voor wonen (BSN III) wordt standaard een moestuin meegenomen. Voor PFOS en PFOA is de bijdrage via ‘inname van lokaal geteelde groenten’ groot. Wanneer de eBSD in het VBO/OBO kan aantonen dat er op dit moment (actueel) geen moestuin en kippenren aanwezig is en dat ook in de toekomst (potentieel) geen moestuin en geen kippenren mogelijk is (bv. in geval van appartementen, of bij te kleine oppervlakte in stadsomgeving, ...), dan wordt het humaan risico op basis van BSN III sterk overschat. In zulke gevallen zou voor PFAS een uitzondering in het VBO/OBO voorzien kunnen worden waarbij getoetst wordt aan de bodemsaneringsnorm gebaseerd op ecotoxicologie ‘BSN ecotox’. Deze bedraagt voor bestemmingstype III (wonen) voor PFOS 18 µg/kg ds en voor PFOA 89 µg/kg ds. Dit stemt overeen met de redenering die gevolgd werd in het tijdelijk handelingskader en in bovenstaand voorbeeld.

Indien de DAEB methodologie aangeeft dat er een BBO noodzakelijk is, dan dient in het BBO door de eBSD nagegaan te worden of er een humaan risico uitgaat van de vastgestelde bodemconcentraties ter hoogte van de siertuin en dit aan de hand van het scenario ‘wonen met siertuin’ in S-Risk.

Indien dezelfde uitgangspunten gehanteerd worden als voor het afleiden van de bodemsaneringsnormen, dan wordt op basis van het scenario ‘wonen met siertuin’ voor PFOS 87,0 µg/kg ds afgeleid en voor PFOA 97,6 µg/kg ds). Voor PFOS dragen de blootstellingsroutes ‘inname via drinkwater’ en ‘ingestie van bodem- en stofdeeltjes’ voor resp. 62 % en 38 % bij aan de orale blootstelling en voor PFOA is dit resp. 83% en 17%. De ‘BSN ecotox’ zijn m.a.w. strenger.

Conclusie:

Indien er een consensus is over toepassing van de ‘BSN ecotox’ voor PFAS in geval van siertuin (i.e. een tuin zonder moestuin en zonder kippenren), dan wordt voorgesteld om deze ‘afwijking’ op te nemen in het ‘onderzoeksprotocol VBO’ dat specifiek voor PFAS van toepassing is en dus **niet** in het normenkader. Het ‘onderzoeksprotocol VBO’ werd speciaal opgesteld om voor PFAS richtlijnen te kunnen opnemen die afwijken van de standaard aanpak in de standaardprocedure oriënterend bodemonderzoek.

→ Industrie (BSN V)

De bodemsaneringsnormen voor bestemmingstype industrie (BSN V) worden toegepast wanneer het terrein gelegen is in bestemmingstype V en er effectief (industriële) activiteiten met PFAS plaatsvinden. Voorbeelden zijn o.a. de 3M-site en brandweeractiviteiten binnen bestemmingstype V.

Voor industrie is er t.o.v. het 'vorige normenkader' een daling van 1950 naar 268 µg/kg ds voor PFOS en van 643 naar 303 µg/kg ds voor PFOA. In het 'tijdelijk handelingskader' werd de BSN V voor PFOS naar 110 µg/kg ds bijgesteld.

Inschatting impact: Een verlaging van de bodemsaneringsnormen zal sneller resulteren in de conclusie 'DAEB VDA' op basis van de 'index BIO' (overschrijdingsfactor). Er wordt echter niet verwacht dat er hierdoor de facto meer dossiers doorgaan naar BBO-fase. Voor de meeste onderzoeken wordt op basis van de grondwaterkwaliteit reeds een 'DAEB GW' verwacht bij zulke bodemconcentraties.

In blok 1 (DAEB VDA) werd specifiek voor de PFAS-problematiek bij **index BIA** (andere criteria die aanleiding geven tot DAEB) volgende toelichting toegevoegd: *'Indien op een terrein met bestemmingstype V een overschrijdingsfactor CI_b wordt vastgesteld boven de 0.5 en de bestemmingstypes (of het effectief gebruik) van de aanpalende terreinen betreft niet bestemmingstype V, dan kent U een waarde +100 toe.'*

Inschatting impact: De CI_b van 0,5 is zeer streng en dient als 'vangnet' om de impact van de PFAS-verontreiniging op de nabije omgeving (o.a. de no regret zone) op te vangen. Het is inderdaad belangrijk om in het VBO reeds te kijken naar de 'gevoeligere' bestemmingstypes en gebruiken op de aanpalende percelen (o.a. no regret zone).

Conclusie:

De impact van de actualisatie (verstrenging) van de bodemsaneringsnormen voor bestemmingstype V op de methodologie DAEB wordt eerder beperkt geacht.

2.5.1.2 Wordt uitloging en verspreiding via grondwater voldoende opgevangen ?

Blok 2 van de methodologie DAEB evalueert de grondwaterverontreiniging en bevat naast het criterium op basis van overschrijdingsfactoren (index IO) standaard ook 9 andere criteria waarvan er 5 rekening houden met aspecten gerelateerd aan verspreiding naar en via grondwater, o.a. de kans dat de perceelsgrens overschreden wordt, de mobiliteit (PFAS zijn mobiel), de afstand tot een grondwaterwinning, de grondwaterkwetsbaarheid en de bedreiging van oppervlaktewater.

In de algemene procedure DAEB wordt bovendien bij de 'andere criteria' (index IA) volgende toelichting toegevoegd. *'De index IA krijgt de waarde +100 indien de verontreiniging die voorkomt in het vaste deel van de aarde gerelateerd is aan de grondwaterverontreiniging'.*

Of uitloging naar en verspreiding grondwater voldoende wordt ondervangen in de methodologie DAEB wordt geëvalueerd aan de hand van de DAEB-evaluatie in het OVAM-document "Aanwezigheid van PFAS in grond en grondwater op brandweer(oefen)locaties/branden: eerste trends en inzichten" (OVAM, 2022b).

Zoals reeds eerder aangehaald staat in de conclusies van dat rapport (zie Kader 1):

‘Er zijn minder dossiers waar DAEB besloten werd in het vaste deel van de aarde dan dossiers waar DAEB besloten werd in het grondwater. In 85% van de dossiers wordt een DAEB grondwater besloten terwijl er slechts in 39% een DAEB bodem wordt besloten. Bijgevolg is het belangrijk om steeds beide media in een BBO verder te onderzoeken wanneer er sprake is van DAEB voor één van beide media.’

Dit geeft aan dat hoewel uitloging niet vervat zit in de bodemsaneringsnormen voor het vaste deel van de aarde dit aspect wel degelijk wordt opgevangen via de DAEB-methodologie waarin zowel het vaste deel van de aarde (blok 1) als het grondwater (blok 2) behandeld worden.

De laatste zin van de conclusie *‘Bijgevolg is het belangrijk om steeds beide media in een BBO verder te onderzoeken wanneer er sprake is van DAEB voor één van beide media.’* onderstreept dat wanneer er wel een ‘DAEB GW’ wordt vastgesteld, maar geen ‘DAEB VDA’, dit mogelijks te wijten is aan de beperkte staalname in een VBO en dat het daarom belangrijk is dat in het BBO beide media (i.e. vaste deel van de aarde én grondwater) verder onderzocht worden.

Conclusie:

De kans op uitloging en verspreiding via grondwater wordt voldoende opgevangen in de methodologie DAEB.

2.5.2 Impact EFSA 2020 op de locatiespecifieke humane risico-evaluatie

Naast het gebruik van S-Risk om (ontwerp-) bodemsaneringsnormen af te leiden, wordt S-Risk ook gebruikt voor het uitvoeren van een locatiespecifieke humane risicobeoordeling.

Meer informatie over de locatiespecifieke humane risicobeoordeling is terug te vinden in het document “Basisinformatie voor risico-evaluaties – deel 2 – **Uitvoeren van een humaan-toxicologische locatiespecifieke risico-evaluatie**” (OVAM, 2016b) en in de **‘Code van Goede: Aanvullende Richtlijnen BBO voor bodemverontreinigingen met PFAS’** (OVAM, 2022c; verder ‘CvGP BBO FPAS’).

In S-Risk worden steeds 3 blootstellingsroutes meegenomen, nl. oraal (ingestie), dermaal (via de huid) en inhalatoir (inademing). Voor PFOS en PFOA blijken de bijdragen via de dermale en inhalatoire blootstellingsroutes minder relevant te zijn dan de orale blootstellingswegen.

Bij de afleiding van bodemsaneringsnormen wordt standaard uitgegaan van één bodemlaag met algemene bodemeigenschappen en een dikte van 3 m. Bij locatiespecifieke risico-evaluaties kunnen de eBSD de lokale omstandigheden/vaststellingen meenemen in de risicoberekening, zoals bv. het bodemtype (bv. zandige leemlaag i.p.v. standaard bodem). In de meeste dossiers worden door de eBSD ook meerdere bodemlagen ingegeven in functie van concentratiegradiënten. Drinkwaterleidingen liggen doorgaans op een diepte van ~ 80 cm. Wanneer de verhoogde bodemconcentraties voornamelijk in de toplaag (0 – 30 cm) worden vastgesteld, worden door de eBSD meerdere bodemlagen ingevoerd waarbij aan de diepere bodemlaag een lagere bodemconcentratie kan toegekend worden. Dit alles heeft een impact op de berekening van het humaan risico.

In onderstaande berekeningen was het niet mogelijk om dit allemaal op te vangen en werd vertrokken van de uitgangspunten die gehanteerd worden voor het afleiden van de bodemsaneringsnormen. Door te werken met slechts 1 standaard bodemlaag gaat S-Risk steeds een bijdrage via 'inname van drinkwater' berekenen omwille van permeatie door drinkwaterleidingen.

Alvorens aanvullende informatie te verzamelen via het uitvoeren van bijkomende bodem- en/of grondwaterstalen in functie van de dominante blootstellingsroute(s) en/of gerichte metingen (bv. gewasonderzoek) om de risico-evaluatie te verfijnen, maakt de eBSD eerst een afweging van de kosten en baten van de volgende stappen in de risico-evaluatie. Hoe groot is de onzekerheid bij de huidige simulatie en kan een verfijning leiden tot een wijziging in het besluit? Wat is de kostprijs van aanvullende informatieverzameling? Wat is de onzekerheid op de overwogen verdere stappen?

2.5.2.1 Wat is de impact bij bestemmingstype II (landbouw) ?

De humane bodemsaneringsnormen voor landbouw zijn zeer streng (i.e. bodemconcentraties die liggen onder de streefwaarden). Het standaard gebruiksscenario 'landbouw' in S-Risk gaat uit van het feit dat er op het landbouwperceel effectief gewoond wordt en dat lokaal geteelde voeding, zowel groenten als dierlijke producten, een belangrijk deel uit maakt van de totale voeding. Dit uitgangspunt is vaak niet van toepassing, denk aan de vele akkers en weilanden waar er niet gewoond wordt. In het BBO kan door de eBSD aan de hand van het S-Risk model een locatiespecifieke berekening uitgevoerd worden waarbij rekening gehouden wordt met de locatiespecifieke omstandigheden. Op deze wijze kan mogelijk aangetoond worden dat er geen actueel humaan risico uitgaat van de vastgestelde bodemverontreiniging.

Voor akkers en weilanden met commerciële doeleinden wordt er indien mogelijk getoetst aan wettelijke normen voor levensmiddelen. Dit kan in S-Risk via de berekening van de concentratie-index, waarbij de door S-Risk berekende concentratie in een levensmiddel vergeleken wordt met de wettelijke norm. Zoals reeds eerder aangegeven ontbreken voor PFOS en PFOA momenteel deze wettelijke limieten voor levensmiddelen.

De FOD volksgezondheid zal voor PFOS en PFOA volgende normen voor dierlijke levensmiddelen ($\mu\text{g/kg}$ vg) hanteren vanaf 01/01/2023:

	PFOS	PFOA
Ei	1	0,3
Vlees (rund, kip, varken)	0,3	0,8
Vlees (schaap)	1	0,2
Orgaanvlees (rund, schaap, kip en varken)	6,0	0,7

Inschatting impact: Voor melk of groenten komen er voorlopig geen wettelijke normen. Voor melk zijn er wel de voorgestelde actielimieten van het FAVV van respectievelijk $6 \mu\text{g}$ PFOS/kg en $60 \mu\text{g}$ PFOA/kg.

Conclusie: Op basis van de locatiespecifieke risico-analyse is moeilijk te voorspellen wat de impact is van het nieuwe normenkader op de conclusie of er al dan niet een humaan risico uitgaat van de bodemverontreiniging.

2.5.2.2 Wat is de impact bij wonen met moestuin ?

De voorgestelde humane bodemsaneringsnorm (BSN human volwassene EFSA/AB2020) voor PFOS voor wonen met moestuin bedraagt 4,9 µg/kg ds en voor PFOA 7,9 µg/kg ds. Met betrekking tot moestuinen zijn er 2 aspecten die locatiespecifiek aangepast kunnen worden, nl. de fractie groenten uit eigen tuin en het uitvoeren van een gewasonderzoek (i.e. invoeren meetwaarden groenten). Op deze wijze kan de risicoberekening verfijnd worden en kan mogelijk door de eBSD aangetoond worden dat er geen actueel humaan risico uitgaat van de vastgestelde bodemverontreiniging voor het actuele gebruik.

→ Fractie groenten uit eigen tuin

In het S-Risk model wordt in het standaard scenario 'wonen met moestuin' verondersteld dat ongeveer één derde van de groenten uit eigen tuin komt. De omvang van een moestuin kan echter sterk variëren naargelang de beschikbare ruimte (grootte van het woonperceel) en de gewenste opbrengst. De fractie groenten die uit eigen tuin komt en per persoon geconsumeerd wordt, is m.a.w. functie van de oppervlakte van de moestuin en de samenstelling van het gezin.

In de 'Code van goede praktijk: Richtlijnen voor onderzoek van moestuin en kippenren' (OVAM, 2017) wordt niet alleen beschreven hoe een gewasonderzoek moet uitgevoerd worden, maar wordt ook toegelicht hoe een onderscheid gemaakt kan worden tussen tuinen die duidelijk bedoeld zijn voor het telen van grote hoeveelheden groenten voor eigen gebruik zoals volkstuinten en grotere moestuinen in het buitengebied en tuinen met een lager percentage groenten uit eigen tuin zoals stadstuinen en kleinere tuinen in het buitengebied. Er wordt ook duidelijk aangegeven op welke wijze in S-Risk 'de fractie lokale groenten' gemotiveerd aangepast kan worden.

Wanneer fracties voor een kleine moestuin worden ingevoerd, zal de bijdrage via groenten afnemen waardoor er mogelijk door de eBSD kan aangetoond worden dat er geen actueel humaan risico uitgaat van de vastgestelde bodemverontreiniging.

→ Gewasonderzoek en invoeren meetwaarden groenten

De dominante blootstellingsroute is de 'inname via lokaal geteelde groenten'. De bijdrage (blootstellingsdosis) wordt in eerste instantie begroot op basis van door S-Risk voorspelde concentraties in groenten. Indien verwacht wordt dat S-Risk de concentraties in groenten overschat, dan kunnen gewasmetingen uitgevoerd worden. Indien de meetwaarden effectief lager zijn dan de door S-Risk voorspelde waarde, dan kunnen deze in S-Risk ingevoerd worden om de berekening van het locatiespecifieke humane risico te verfijnen.

Via berekeningen in S-Risk voor PFOS en PFOA werd nagegaan of het uitvoeren van een gewasonderzoek zinvol is. De mogelijke impact van een gewasonderzoek werd ingeschat vertrekkende van de bodemsaneringsnormen voor PFOS en PFOA, resp. 4,9 µg PFOS/kg ds en 7,9 µg PFOA/kg ds en op basis van de huidige kwantificatielimieten (LOQ) die door de laboratoria die gewasanalyses uitvoeren momenteel gehanteerd worden..

In Tabel 16 worden de door S-Risk voorspelde PFOS-concentraties in groenten weergegeven voor verschillende bodemconcentraties. Bij een bodemconcentratie van **4,9 µg PFOS/kg ds** (voorstel BSN EFSA/AB 2020) voorspelt S-Risk voor de meeste groenten (uitz. spinazie) concentraties die liggen onder de kwantificatielimiet (LOQ) van 0,1 µg/kg vg (roze

achtergrond) of 0,5 µg/kg vg (rode tekst). Bijgevolg kan de vraag gesteld worden of het zinvol is om een gewasonderzoek uit te voeren.

Tabel 16 – Overzicht door S-Risk voorspelde PFOS-concentraties in groenten bij verschillende bodemconcentraties

Bodemconcentratie PFOS	4,9	16,1	µg/kg ds
Groenten			
aardappel	0,01	0,03	µg/kg vg
wortel	0,27	0,89	µg/kg vg
schorseneer en pastinaak	0,19	0,64	µg/kg vg
andere wortel	0,09	0,31	µg/kg vg
bolgewassen (zoals ui)	0,24	0,78	µg/kg vg
prei	0,28	0,92	µg/kg vg
tomaat	0,01	0,05	µg/kg vg
komkommer	0,01	0,05	µg/kg vg
vruchtgroenten (paprika)	0,03	0,09	µg/kg vg
kool	0,17	0,57	µg/kg vg
bloemkool en broccoli	0,17	0,57	µg/kg vg
spruiten	0,36	1,20	µg/kg vg
sla	0,13	0,44	µg/kg vg
veldsla	0,13	0,44	µg/kg vg
andijvie	0,21	0,70	µg/kg vg
spinazie	1,49	4,93	µg/kg vg
witloof	0,21	0,68	µg/kg vg
selder	0,30	1,01	µg/kg vg
bonen	0,02	0,05	µg/kg vg
erwten	0,03	0,09	µg/kg vg
gras	0,11	0,35	µg/kg vg
maïs	0,00	0,01	µg/kg vg

Wanneer de gehanteerde kwantificatielimiet (LOQ) 0,5 µg/kg vg bedraagt en de upper bound aanpak (i.e. $C_{\text{groente}} = \text{LOQ} = 0,5 \text{ µg/kg vg}$) wordt toegepast, kan enkel de concentratie van spinazie bijgesteld worden van 1,49 naar 0,5 daar dit de enige groente is met een voorspelde concentratie boven 0,5 µg/kg vg. Een gewasonderzoek in combinatie met een LOQ van 0,5 µg/kg vg is dus niet zinvol.

Indien de LOQ van 0,1 µg/kg vg wordt gehanteerd, dan zouden in S-Risk naast de concentratie van spinazie ook de concentraties van een aantal andere groenten (rode tekst) aangepast kunnen worden. Indien de upper bound aanpak (i.e. $C_{\text{groente}} = \text{LOQ} = 0,1 \text{ µg/kg vg}$) wordt toegepast, dan stijgt de toegestane bodemconcentratie beperkt van 4,9 naar 8 µg/kg ds. Indien de 'middle bound aanpak' (i.e. $C_{\text{groente}} = \text{LOQ}/2 = 0,05 \text{ µg/kg vg}$) wordt toegepast, dan stijgt de toegestane bodemconcentratie verder naar 9,25 µg/kg ds.

Tabel 17 toont aan dat aanpassing van de concentraties in groenten resulteert in een beperkte wijziging van de 'inname via groenten' van resp. 0,181 ng/kg lw.d (4,9 µg/kg ds) naar 0,175 ng/kg lw.d (8 µg/kg ds; upper bound aanpak) naar 0,172 ng/kg lw.d (9,25 µg/kg ds; middle bound aanpak). De bijdrage van 'inname via groenten' in de totale orale blootstelling is groot en neemt beperkt af door aanpassing van de concentraties van resp. 95 % naar 91% en 90%. Tabel 17 toont tevens de belangrijke orale bijdrage ten gevolge van achtergrondblootstelling via voeding (0,438 ng/kg lw.d), die 70% van de TDI van 0,63 ng/kg lw inneemt.

Tabel 17 – Overzicht orale blootstelling bij aanpassing van de PFOS concentratie in groenten en LOQ = 0,1 µg/kg vg.

C bodem/ C groente	Lokale orale blootstelling	Inname via groenten	Bijdrage groenten	Achtergrond- blootstelling voeding (AB)	Bijdrage AB TDI	Bijdrage lokale blootstelling TDI
µg/kg ds	ng/kg lw.d	ng/kg lw.d	%	ng/kg lw.d	%	%
4,9 / -	0,191	0,181	95	0,438	70	30
8,0 / UB	0,193	0,175	91	0,438	70	30
9,25 / MB	0,192	0,172	90	0,438	70	30

Legende:

‘-’ geen aanpassing van de door S-Risk voorspelde concentratie in groenten,

UB: Upper Bound toepassing bij LOQ van 0,1 µg/kg vg

MB: Middle Bound toepassing bij LOQ van 0,1 µg/kg vg

In Tabel 18 worden de door S-Risk voorspelde PFOA-concentraties in groenten weergegeven bij een bodemconcentratie van **7,9 µg PFOA/kg ds** (voorstel BSN EFSA/AB 2020). S-Risk voorspelt voor meerdere groenten concentraties die liggen onder de detectielimiet (LOQ) van 0,1 µg/kg vg (roze achtergrond) en/of 0,5 µg/kg vg (rode tekst). Bijgevolg kan de vraag gesteld worden of het zinvol is om een gewasonderzoek uit te voeren.

Indien de LOQ van 0,1 µg/kg vg wordt gehanteerd, dan zouden in S-Risk alle concentraties van de groenten m.u.v. van de 4 groenten met een rode achtergrond (i.e. aardappel, bonen, erwten en mais) aangepast kunnen worden. Indien de upper bound aanpak (i.e. $C_{\text{groente}} = \text{LOQ}$ = 0,1 µg/kg vg) wordt toegepast, dan stijgt de toegestane bodemconcentratie van 7,9 naar 28 µg/kg ds. Indien de 'middle bound aanpak' (i.e. $C_{\text{groente}} = \text{LOQ}/2 = 0,05$ µg/kg vg) wordt toegepast (incl. voor aardappel) dan stijgt de toegestane bodemconcentratie verder naar 78 µg/kg ds.

Tabel 19 toont aan dat aanpassing van de concentraties in groenten voor PFOA resulteert in een sterke wijziging van de 'inname via groenten' van resp. 0,442 ng/kg lw.d (7,9 µg/kg ds) naar 0,348 ng/kg lw.d (28 µg/kg ds; upper bound aanpak) naar 0,110 ng/kg lw.d (78 µg/kg ds; middle bound aanpak). De bijdrage van 'inname via groenten' in de totale orale blootstelling neemt sterk af door aanpassing van de concentraties in groenten, resp. van 92 % naar 72% (UB aanpak) en 22% (MB aanpak). Dit heeft te maken met het feit dat de bijdrage via achtergrondblootstelling voor PFOA lager is (23%) in vergelijking met deze voor PFOS (70%).

Tabel 18 – Overzicht door S-Risk voorspelde PFOA-concentraties in groenten bij een bodemconcentraties van 7,9 µg PFOA/kg ds

Bodemconcentratie	7,9	µg/kg ds
Groenten		
aardappel	0,09	µg/kg vg
wortel	0,34	µg/kg vg
schorseneer en pastinaak	0,39	µg/kg vg
andere wortel	0,27	µg/kg vg
bolgewassen (zoals ui)	0,48	µg/kg vg
prei	0,56	µg/kg vg
tomaat	0,32	µg/kg vg
komkommer	0,26	µg/kg vg
vruchtgroenten (paprika)	0,57	µg/kg vg
kool	0,35	µg/kg vg
bloemkool en broccoli	0,35	µg/kg vg
spruiten	0,73	µg/kg vg
sla	0,64	µg/kg vg
veldsla	0,64	µg/kg vg
andijvie	0,56	µg/kg vg
spinazie	0,59	µg/kg vg
witloof	0,54	µg/kg vg
selder	0,30	µg/kg vg
bonen	0,03	µg/kg vg
erwten	0,04	µg/kg vg
gras	0,39	µg/kg vg
maïs	0,01	µg/kg vg

Tabel 19 – Overzicht orale blootstelling bij aanpassing van de PFOA concentratie in groenten en LOQ = 0,1 µg/kg vg.

C bodem/ C groente	Lokale orale blootstelling	Inname via groenten	Bijdrage groenten	Achtergrond- blootstelling voeding (AB)	Bijdrage AB TDI	Bijdrage lokale blootstelling TDI
µg/kg ds	ng/kg lw.d	ng/kg lw.d	%	ng/kg lw.d	%	%
7,9 / -	0,480	0,442	92	0,147	23	77
28 / UB	0,482	0,348	72	0,147	23	77
78 / MB	0,484	0,110	22	0,147	23	77

Legende:

‘-’ geen aanpassing van de door S-Risk voorspelde concentratie in groenten,

UB: Upper Bound toepassing bij LOQ van 0,1 µg/kg vg

MB: Middle Bound toepassing bij LOQ van 0,1 µg/kg vg

Conclusie:

Voor PFOS is een gewasonderzoek enkel zinvol voor locaties met een bodemconcentratie onder 9,25 µg PFOS/kg ds mits een LOQ van 0,1 µg/kg vg wordt gehanteerd en de ‘middle bound aanpak’ wordt toegepast. Bij een bodemconcentratie boven 9,25 µg/kg ds zal S-Risk ondanks de aanpassing van de concentraties in groenten op basis van de ‘middle bound aanpak’ steeds een humaan risico ($RI > 1$) berekenen.

Voor PFOA is een gewasonderzoek reeds zinvol bij bodemconcentraties tot 78 µg PFOA/kg ds mits een LOQ van 0,1 µg/kg vg wordt gehanteerd en de 'middle bound aanpak' wordt toegepast. Bij een bodemconcentratie boven 78 µg/kg ds zal S-Risk ondanks de aanpassing van de concentraties in groenten op basis van de 'middle bound aanpak' steeds een humaan risico ($RI > 1$) berekenen.

Bovenstaande conclusies gelden voor het standaard scenario 'wonen met moestuin' in S-Risk zoals gehanteerd voor de berekening van bodemsaneringsnormen. **Het is dus belangrijk dat de eBSD voorafgaand aan het gewasonderzoek nagaat of een verfijning (invoer van meetwaarden) kan leiden tot een wijziging in het besluit betreffende het humane risico.**

2.5.2.3 Wat bij aanwezigheid van een kippenren (bestemmingstype III) ?

Op basis van het nieuwe normenkader dient door de eBSD vanaf een bodemconcentratie van 4,9 µg/kg ds voor PFOS en 7,9 µg/kg ds voor PFOA nagegaan te worden of er al dan niet een kippenren aanwezig is of mogelijk is.

Momenteel is het niet mogelijk om met het S-Risk model concentraties in eieren te voorspellen op basis van bodemconcentraties. Er is onvoldoende wetenschappelijke informatie voorhanden om betrouwbare eenduidige biotransferfactoren van bodem naar ei en voeder naar ei (BTF bodem – ei & BTF voeder - ei) af te leiden. Deze BTF's zijn essentieel om met S-Risk op basis van een bodemconcentratie een ei-gehalte te voorspellen. Wanneer S-Risk geen ei-gehalte kan voorspellen, bestaat er nog de mogelijkheid om een gemeten ei-gehalte in te voeren.

→ Standaard parameterwaarden in S-Risk

Er wordt opgemerkt dat naargelang het gekozen scenario in S-Risk de fractie lokale eieren verschilt. Bij 'wonen met siertuin' bedraagt de fractie eieren van eigen kweek 10%, terwijl dit bij het scenario wonen met moestuin 60% bedraagt.

De consumptiehoeveelheden voor eieren die in S-Risk zijn opgenomen, zijn terug te vinden in bijlage 4 (Tabel 12) van het Technical Guidance Document horende bij S-Risk en worden weergegeven in Tabel 20.

Bij 'wonen met siertuin' is slechts **10%** van de eieren afkomstig van eigen kippen. Als een ei ongeveer 50 g weegt, wil dit zeggen dat volwassenen (> 15 jaar) minder dan 1 ei per week consumeren van eigen kippen, nl. 4,2 g ei/d (~ 30 g ei/week) van eigen kweek.

Bij 'wonen met moestuin' is **60%** van de eieren afkomstig van eigen kippen. Als een ei ongeveer 50 g weegt, wil dit zeggen dat volwassenen (> 15 jaar) meer dan 1 ei per week consumeren van eigen kippen, nl. 25,2 g ei/d (~ 177 g ei/week; ~ 3 eieren/week) van eigen kweek.

Tabel 20 – Consumptiehoeveelheden voor eieren in S-Risk (g/d)

Leeftijd	eieren
> 1-3	15
> 3-6	29
> 6-10	30
> 10-15	30
> 15-21	33
> 21-31	41
> 31-41	43
> 41-51	45
> 51-61	47
> 61	44

Inschatting impact: Onderzoek heeft aangetoond dat er in eieren van particulieren vaak meer schadelijke stoffen zoals dioxines zitten dan in eieren van bedrijven. Dat heeft te maken met het feit dat kippen in professionele bedrijven minder buiten rondscharrelen en dus ook minder gronddeeltjes oppikken. Om die reden is het verstandig om niet te veel eitjes uit je eigen tuin te eten als je niet weet of je tuin vervuild is. Voor volwassenen (> 12 jaar) wordt **maximaal 2 eitjes van eigen kippen per week** aanbevolen (zie website ‘gezond leven’⁸).

Conclusie:

Als er wordt uitgegaan van een consumptie van maximaal 2 eieren per week – naar analogie met de aanbevelingen voor dioxines, dan zou in S-Risk de fractie eieren van eigen kweek aangepast moeten worden naar **35%**. Dit resulteert in 14,75 g ei/d (~ 103 g ei/week; ~ 2 eieren/week).

→ Enkel kippenren aanwezig

Standaard scenario ‘wonen met siertuin’ en consumptie van 10% eieren van eigen kweek

Indien er enkel een kippenren aanwezig is, dan wordt in het S-Risk scenario ‘wonen met siertuin’ de route ‘inname via lokaal geproduceerde eieren’ geactiveerd. Vervolgens worden de gemeten concentraties in eieren (mg/kg vg) ingevoerd. Zoals hierboven aangegeven wordt er in dit geval gerekend met de standaard fractie van 10% eieren van eigen kweek.

Zoals reeds eerder toegelicht (§ 2.5.1.1) wordt op basis van het scenario ‘wonen met siertuin’ voor PFOS 87 µg/kg ds afgeleid en voor PFOA 97,6 µg/kg ds. Indien een kippenren aanwezig is, dan zal er tevens een bijdrage zijn via de consumptie van eieren. Door deze ‘extra’ blootstellingsroute daalt de ‘toegestane’ bodemconcentratie.

Wanneer de normen voor eieren van de FOD volksgezondheid voor PFOS en PFOA (in voege vanaf 01/01/2023) worden ingevoerd als meetwaarden (i.e; 1 µg PFOS/kg vg en 0,3 µg PFOA/kg ds), dan daalt de bodemconcentratie voor PFOS naar 67 µg/kg ds. Voor PFOA is de impact beperkt en daalt de bodemconcentratie slechts naar 95 µg/kg ds voor PFOA.

⁸ <https://www.gezondleven.be/themas/gezondheid-en-milieu/gezond-buiten/dioxines>

Momenteel zijn er slechts een beperkt aantal ei-onderzoeken uitgevoerd in Vlaanderen, i.e. D'Hollander et al. (2012)⁹, Colles et al., 2022 (Per- en poly-fluoralkylstoffen in en rond de woning'; verder PFAS@home)¹⁰ en Lasters et al. (2022)¹¹.

Hoewel de PFAS@home database betrekking heeft op 19 onverdachte PFAS locaties werden verhoogde ei-gehalten voor PFOS en PFOA aangetroffen. In Tabel 21 wordt een overzicht van de ei-gehalten in de eieren gegeven (P50: mediaan, P25:25^{ste} percentiel en P75: 75^{ste} percentiel). Er dient wel op gewezen te worden dat het aantal locaties in die studie beperkt is.

Tabel 21 – Ei-gehalten (ng/g vg of µg/kg vg) uit PFAS@home studie

PFOS P50 (P25-P75)	PFOA P50 (P25-P75)
1,31 (0,532 – 2,18)	0,432 (0,360 – 0,522)

Wanneer de P75ste percentiel waarden (i.e. 2,18 µg/kg vg voor PFOS en 0,522 µg/kg vg voor PFOA) worden ingevoerd als meetwaarde in S-Risk, dan daalt de bodemconcentratie naar 32,5 µg/kg ds voor PFOS en 92,5 µg/kg ds voor PFOA.

Aangepast scenario 'wonen met siertuin' (i.e. consumptie van 35 % eieren van eigen kweek)

Aangezien de consumptie van slechts 10% eieren van eigen kweek vermoedelijk een onderschatting is van de werkelijke consumptie, werd de fractie eieren van eigen kweek aangepast naar 35% eieren van eigen kweek en dit naar analogie met de aanbevelingen voor dioxines in eieren (i.e. 2 eieren per week van eigen kweek).

In dat geval is er voor PFOS bij een ei-gehalte van 2,18 ng/g vg reeds een humaan risico ten gevolg van de consumptie van 2 eieren van eigen kweek/week. Er is dan geen ruimte voor blootstelling aan PFOS via andere blootstellingsroutes. Of anders gezegd, de consumptie van 2 eieren van eigen kweek/week op een onverdachte locatie vormt reeds een humaan risico wat PFOS betreft.

Wanneer er geen bijdrage is van andere lokale blootstellingsroutes (ingevoerde bodemconcentratie voor PFOS in S-Risk bedraagt '0' µg/kg ds; inclusief achtergrondblootstelling), dan mag het PFOS-gehalte in eieren van eigen kweek volgens S-Risk maximaal 1,15 µg/kg vg bedragen bij een consumptie van 2 eieren van eigen kweek per week. Dit ei-gehalte ligt slechts iets boven de norm van 1 µg/kg ds die door FOD volksgezondheid vanaf 01/01/2023 zal gehanteerd worden.

Inschatting impact: De dataset van D'Hollander is louter gericht op PFOS. In die studie werden ter hoogte van 29 locaties bodemstalen genomen in combinatie met ei-stalen alsook waterstalen (i.e. leidingwater of regenwater). In die studie werden zelfs nog hogere ei-gehalten aangetroffen dan in de PFAS@home-studie op locaties met bodemconcentraties onder de streefwaarde van 1,5 µg/kg ds. De resultaten van de 18 locaties met een PFOS-concentratie in de bodem lager dan de streefwaarde worden weergegeven in Tabel 22.

⁹ D'Hollander W., Van den Acker M., Bols P., Lemiëre F., Maes B., Bervoets L. (2012). PERFOOD Perfluoralkylchemicaliën in de voedselketen: een beleidsondersteunende risicoanalyse. RF6181.

¹⁰ <https://archief.onderzoek.omgeving.vlaanderen.be/Onderzoek-3191948>

¹¹ Lasters et al., 2022. Homegrown chicken eggs: an important human exposure pathway of perfluoroalkylated substances.

Tabel 22 - PFOS-concentraties in ei (ng/g of µg/kg vg) en in regen- en leidingwater (ng/L) bij bodemconcentraties onder de streefwaarde (1,5 µg/kg ds) – D'Hollander et al., 2011.

Bodem	Ei	Regenwater	Leidingwater	Locatie	Gemeente	Bron
0,3	0,4	0	-	16	Meerhout	D'Hollander
2,3	0,4	-	0,5	6	Westmalle	D'Hollander
0,1	7	-	0	3	Grimbergen	D'Hollander
0,2	3,4	-	0,3	12	Lille	D'Hollander
0,2	3	-	2,1	15	Liedekerke	D'Hollander
0,3	2,5	-	0,9	5	Kessel	D'Hollander
0,3	6,3	-	1,2	24	Voeren	D'Hollander
0,6	3,1	-	0,6	10	Olmen	D'Hollander
0,6	3,3	1,2	-	11	Olmen	D'Hollander
0,7	4,7	-	0,1	17	Oelegem	D'Hollander
0,7	2,6	-	-	20	Grimbergen	D'Hollander
0,7	15,1	-	0,1	26	Sinaai	D'Hollander
0,8	9,2	-	0,6	9	Arendonk	D'Hollander
0,8	5,6	-	8,7	29	Neeroeteren	D'Hollander
1,1	4,5	2,5	-	7	Nijlen	D'Hollander
1,2	10,4	5,3	-	28	Kortrijk	D'Hollander
1,5	8,9	-	0,6	19	Schoten	D'Hollander
1,5	52,8	0,1	-	1	Gavere	D'Hollander

Conclusie:

De gepaarde resultaten bodem – ei uit de studie van D'Hollander en de PFAS@home studie geven aan dat zelfs bij lage bodemconcentraties reeds verhoogde PFOS-concentraties in eieren worden gemeten die op basis van de EFSA 2020 GGW reeds als zorgwekkend worden beschouwd bij een consumptie van 2 eieren per week van eigen kweek.

De vraag die in het BBO bijgevolg beantwoord dient te worden is of er een impact (verhoging in ei-gehalte) wordt waargenomen ten gevolge van een nabijgelegen (industriële) PFAS-activiteit. Momenteel is er nog geen antwoord op de vraag wanneer we voor eieren spreken van een verhoging t.o.v. de achtergrondsituatie.

Ondanks het feit dat er momenteel geen relatie gelegd kan worden tussen bodem- en ei-gehalten (geen biotransferfactoren), bieden de voorgestelde bodemsaneringsnormen van 4,9 µg PFOS/kg ds en 7,9 µgPFOA/kg ds voor PFOA voldoende garantie opdat de eBSD in het BBO zou nagaan of er al dan niet risico's zijn gekoppeld aan de aanwezigheid van een kippenren.

2.5.2.4 Pragmatische aanpak andere PFAS ?

Aangezien voor de andere PFAS er momenteel geen bodemsaneringsnormen kunnen afgeleid worden, wordt in afwachting van wetenschappelijke ontwikkelingen voor de overige 34 kwantitatieve en indicatieve PFAS (opgenomen in CMA/3/D; versie 11/01/2020) een pragmatische aanpak uitgewerkt op basis van de relevantie van de verschillende blootstellingswegen waarbij PFOS gehanteerd wordt als vertegenwoordiger voor de perfluorsulfonzuren (PFSA) en PFOA voor de perfluorcarbonszuren (PFCA).

Op basis van deze aanpak worden de PFAS ingedeeld in 3 groepen, zijnde de PFCA's, de PFSA's en de 'andere PFAS'.

PFOA behoort tot de groep van de perfluor-alkylcarboxylzuren (PFCA's). Vanuit het oogpunt van gedrag en verspreiding vormen de PFCA een groep. De eigenschappen van deze groep zijn bijgevolg ook van toepassing op PFOA, hoewel er voor bepaalde eigenschappen kwantitatieve trends kunnen zijn die bepaald worden door de ketenlengte. De precursoren x:2 FTS en x:2 diPAP worden eveneens ingedeeld onder de PFCA's. In kolom 1 van Tabel 23 worden de 20 PFAS weergegeven die tot de PFCA's behoren.

PFOS behoort tot de groep van de perfluor-alkylsulfonzuren (PFSA's). Vanuit het oogpunt van gedrag en verspreiding vormen de PFSA een homogene groep. De eigenschappen van de groep zijn bijgevolg ook van toepassing op PFOS, hoewel er voor bepaalde eigenschappen kwantitatieve trends kunnen zijn die bepaald worden door de ketenlengte. De precursoren PFOSA, EtPFOSA, MePFOSA, EtPFOSAA, MePFOSAA worden eveneens ingedeeld onder de PFSA's. In kolom 2 van Tabel 23 worden de 14 PFAS weergegeven die tot de PFCA's behoren.

Tenslotte zijn er nog twee andere PFAS die niet onder de PFCA's of PFSA's kunnen worden ingedeeld. Deze derde groep wordt weergegeven in de laatste kolom van Tabel 23. Voor deze 2 stoffen wordt PFOS ook als vertegenwoordiger gehanteerd.

Tabel 23 - Groepering 36 PFAS in 3 groepen, zijnde de PFCA, de PFSA en de 'andere' PFAS (scheefgedrukte PFAS worden indicatief bepaald)

Parameter	CAS nr.	Parameter	CAS nr.	Parameter	CAS nr.
PFCA (20)		PFSA (14)		Overige (2)	
PFBA	375-22-4	PFBS	375-73-5	HFPODA ¹²	13252-13-6
PFPeA	2706-90-3	PFPeS	2706-91-4	(A)DONA	919005-14-4
PFHxA	307-24-2	PFHxS	355-46-4		
PFHpA	375-85-9	PFHpS	375-92-8		
PFOA	335-67-1	PFOS	1763-23-1		
PFNA	375-95-1	PFNS	68259-12-1		
PFDA	335-76-2	PFDS	335-77-3		
PFUnDA	2058-94-8	PFECHS	646-83-3		
PFDoDA	307-55-1	PFDoDS	79780-39-5		
PFTTrDA	72629-94-8	PFOSA	754-91-6		
PFTeDA	376-06-7	MePFOSA	31506-32-8		
PFHxDA	67905-19-5	EtPFOSA	4151-50-2		
PFODA	16517-11-6	MePFOSAA	2355-31-9		
4:2 FTS	75124-72-4	EtPFOSAA	2991-50-6		
6:2 FTS	27619-97-2				
8:2 FTS	39108-34-4				
10:2 FTS	120226-60-0				
6:2 diPAP	57677-95-9				
6:2/8:2 diPAP	943913-15-3				
8:2 diPAP	678-41-1				

¹² GENX

In het S-Risk model zijn momenteel enkel PFOS en PFOA opgenomen. Hierdoor kan enkel voor deze 2 parameters een locatiespecifieke humane risico-evaluatie uitgevoerd worden, waarbij rekening kan gehouden worden met 'locatiespecifieke' elementen zoals het uitschakelen van bepaalde blootstellingswegen, aanpassing van het bodemprofiel, aanpassingen aan terrein- en bouwparameters, enz.

In de 'CvGP BBO PFAS' staat momenteel:

'Voor de eerste 2 groepen sommeert u telkens de individuele PFAS-concentraties uit het respectievelijke staal (analyseresultaat) van het vaste deel van de aarde en het grondwater met de hoogste somconcentratie voor de kwantitatieve PFAS-parameters. Enkel de kwantitatieve parameters en de concentraties boven detectielimiet worden hierbij in rekening gebracht. Zo berekent u een PFAS som (PFCA - kwantitatief) en een PFAS som (PFSA - kwantitatief).

'Per risico-evaluatie voert u dus minimaal 2 keer een evaluatie uit in S-Risk waarbij PFOS gehanteerd wordt als vertegenwoordiger voor groep 1 (PFSA) en PFOA de vertegenwoordiger is voor groep 2 (PFCA). Telkens geeft u in S-Risk de overeenstemmende somconcentratie PFAS som (PFSA - kwantitatief) en PFAS som (PFCA - kwantitatief) in voor het vaste deel van de aarde en het grondwater voor respectievelijk PFOS en PFOA. Indien voor GenX en/of ADONA de maximale gemeten concentratie in het vaste deel van de aarde de van toepassing zijnde toetsingswaarde "bodemsanering" voor PFOS overschrijdt, voert u een aanvullende derde evaluatie uit in S-Risk. PFOS wordt hierbij dus gehanteerd als vertegenwoordiger.'

Inschatting impact: In de 'CvGP BBO PFAS' wordt voor de PFSA's en PFCA's onmiddellijk een somparameter gehanteerd. Dit omwille van het feit dat S-Risk nog gebaseerd was op de GGW van 20 ng/kg lw.d (US-EPA 2016). Hoewel de richtlijnen uit de 'CvGP BBO PFAS' niet afgetoetst zijn aan de hand van reële bodemdossiers, wordt verwacht dat toepassing van de EFSA GGW 0,63 ng/kg lw.d in S-Risk in combinatie met een somparameter vermoedelijk te streng zal zijn. Toepassing van een somparameter in S-Risk is tot op heden ook nog nooit toegepast. De optelling van de individuele risico-indexen dient buiten S-Risk om plaats te vinden om het risico voor mengsels te begroten.

Een eerste mogelijk werkwijze zou zijn dat de PFAS-verbinding binnen de groep PFSA's, GenX en Adona met de hoogste concentratie (meetwaarde) wordt geselecteerd en dat hiervoor een S-Risk berekening uitgevoerd wordt o.b.v. 'PFOS'. Ook de PFAS-verbinding met de hoogste concentratie binnen de groep PFCA's wordt geselecteerd en hiervoor wordt een S-Risk berekening uitgevoerd o.b.v. 'PFOA'.

Wanneer dit resulteert in een humaan risico, is de nood aan een bodemsaneringsproject reeds gekend.

Wanneer er geen humaan risico wordt afgeleid, kunnen 2 bijkomende S-Risk berekeningen uitgevoerd worden, nl. een S-Risk berekening o.b.v. de somconcentratie voor alle PFSA's en gebaseerd op 'PFOS' en een S-Risk berekening o.b.v. de somconcentratie voor alle PFCA's en gebaseerd op 'PFOA'. Indien dit aanleiding geeft tot een humaan risico kan alsnog beslist om over te gaan tot een bodemsaneringsproject.

Een tweede mogelijkheid is om de werkwijze voor het afleiden van een humane risicogebaseerde terugsaneerwaarde reeds toe te passen in het BBO. Hierbij wordt een locatiespecifiek scenario aangemaakt in S-Risk voor PFOS en PFOA en wordt vervolgens nagegaan vanaf welke bodemconcentratie S-Risk een humaan risico voorspelt. De eBSD is vertrouwd met deze werkwijze daar die in het bodemsaneringsproject wordt toegepast.

Vervolgens kan op eenvoudige wijze aangeduid worden welke individuele PFAS-concentraties en welke somconcentraties de risicogebaseerde terugsaneerwaarde overschrijden.

De 2^e methode heeft tot voordeel dat het onmiddellijk aangeeft van welke PFAS-verbindingen in het mengsel er een humaan risico uitgaat en of er enkel na sommering een humaan risico aanwezig is. Dit geeft onrechtstreeks bijkomende informatie over de ernst van de PFAS-verontreiniging.

Conclusie: In de CvGP BBO PFAS werd reeds aangegeven dat op basis van het voortschrijdend wetenschappelijk inzicht en de bijhorende beleidskeuzes de aanpak voortdurend verfijnd en bijgesteld kan worden. Van zodra er een consensus is over de meest geschikte werkwijzedient de 'CvGP BBO PFAS' aangepast te worden.

2.5.3 Relatie normenkader en verspreidingsrisico (BBO-fase)

Naar aanleiding van de PFAS-problematiek heeft OVAM in samenwerking met o.a. de lokale besturen, de provincies en de brandweershulpverleningszones een inventarisatie gemaakt van PFAS-verdachte sites over heel Vlaanderen. Dit werd samengebracht in de PFAS-verkenner (kaartmateriaal). De PFAS-verkenner van de Databank Ondergrond Vlaanderen bevat specifieke PFAS-data van verschillende milieucompartimenten, waaronder grondwater, oppervlaktewater, biota, waterbodem en emissies. Ook gekende grondwatervergunningen kunnen opgevraagd en weergegeven worden.

Het Agentschap Zorg en Gezondheid heeft voor de betrokken locaties no regret maatregelen afgekondigd. Deze kunt u raadplegen op No regret-maatregelen brandweeroefenterreinen en sites van een zware industriële brand | Vlaanderen.be. In afwachting van een bodemonderzoek gelden op en rond alle brandweeroefenterreinen en sites van een zware industriële brand deze maatregelen binnen een zone van **100 meter** rond de sites. Deze bevatten adviezen met betrekking tot voedselconsumptie, gebruik van putwater, ...

Naargelang de (voormalige) activiteiten met PFAS (industriezones, brandweer gerelateerde activiteiten, ...), kan er een impact geweest zijn op de aanpalende percelen (woonzones, recreatiegebieden, landbouwpercelen, ...) ten gevolge van onderstroming (uitloging en verspreiding via grondwater) of verwaaing.

Omwonenden kunnen via verschillende routes blootgesteld zijn aan deze PFAS-verontreiniging, enerzijds via de verontreinigde toplaag (0 – 30 cm) en anderzijds via het oppompen van gecontamineerd grondwater als drinkwater (putwater). De orale blootstellingsroutes (o.a. inname via groenten, inname via bodem- en stof) zitten vervat in de afleiding van de humane bodemsaneringsnormen, maar het gebruik van putwater niet.

In het VBO/OBO is het bodemonderzoek eerder beperkt en voornamelijk gericht op de risicogrond zelf; i.e. de percelen waarop vervuilende activiteiten worden of werden uitgevoerd. Voor PFAS geldt dit niet louter voor risico-inrichtingen, maar ook voor brandweer gerelateerde activiteiten. In het BBO wordt de PFAS-verontreiniging vervolgens uitgebreider onderzocht. Hierbij wordt de PFAS-verontreiniging afgeperkt en dit ook tot buiten de perceelsgrenzen van de risicogrond(en). Dit noemt men de verspreidingspercelen. Op de verspreidingspercelen wordt bij de afperking rekening gehouden met de bodemsaneringsnormen voor het daar geldende bestemmingstype of feitelijk gebruik.

Zoals reeds toegelicht in § 2.5.1 gaan de meeste VBO/OBO door naar een BBO op basis van de DAEB voor grondwater. De hogere normen voor het vaste deel van de aarde voor bestemmingstype V worden m.a.w. opgevangen via de grondwaterverontreiniging. Er werd tevens aangegeven dat in de DAEB vaste deel van de aarde een criteria werd opgenomen dat als 'vangnet' dient om de impact van de PFAS-verontreiniging op de nabije omgeving op te vangen. Er wordt m.a.w. in het VBO reeds gekeken naar de 'gevoeligere' bestemmingstypes en gebruiken op de aanpalende percelen (o.a. no regret zone).

In het BBO dient vervolgens door de eBSD het verspreidingsrisico geëvalueerd te worden. In de standaardprocedure beschrijvend bodemonderzoek (OVAM, 2020a) staat:

Een bodemverontreiniging vormt een verspreidingsrisico als er receptoren negatief beïnvloed worden of als er een risico bestaat dat in de toekomst receptoren negatief kunnen worden beïnvloed. De verspreiding kan gebeuren via verwaaiing of door verspreiding van verontreiniging naar of in het grondwater.

Op basis van de wijze van verspreiding, de receptoren en de soorten verontreiniging zijn de volgende risicotypes bepaald:

- *Er is mobiel puur product aanwezig.*
- *Er worden receptoren bedreigd of receptoren kunnen in de toekomst mogelijk negatief beïnvloed worden.*
- *Bij een representatief en realistisch gebruik van de grond kan een verontreiniging in het vaste deel van de aarde in de toekomst door uitloging aanleiding geven tot een grondwaterverontreiniging die de bodemsaneringsnormen overschrijdt.*
- *Een grondwaterverontreiniging kan zich in het grondwater verspreiden onder invloed van de grondwaterstroming, waardoor de contour van de bodemsaneringsnorm horizontaal of verticaal significant uitbreidt (= een niet stabiele grondwatertoestand).*
- *Een verontreiniging in de toplaag van het vaste deel van de aarde kan door verwaaiing aanleiding geven tot een bodemverontreiniging in de omgeving.*

Naast de zogenaamd klassieke receptoren zijnde de verschillende soorten grondwaterwinningen (particulier, industrieel, voor landbouw, drinkwater,...), oppervlaktewater, waterlopen, waterbodems, oevers, stroomafwaarts gelegen receptoren, dieper gelegen grondwaterlagen,... worden ook het grondwater zelf en de aanwezige fauna en flora als receptor beschouwd (OVAM, 2021b).

→ Putwater (particuliere grondwaterwinning)

Tot de no regret maatregelen van het Agentschap Zorg en Gezondheid binnen een zone van 100 m behoren:

- Drink geen grondwater als drinkwater.
- Gebruik uw putwater niet om de moestuin te irrigeren of om een zwembad te vullen.

Om het risico van de blootstellingsroute gelinkt aan het oppompen van gecontamineerd grondwater (putwater) als drinkwater te evalueren wordt in het beschrijvend bodemonderzoek de concentratie aangetroffen in het grondwater (putwater) getoetst aan de geldende drinkwaternorm en zal indien nodig aan mensen met een waterput binnen de gecontamineerde zone het advies gegeven worden om het putwater niet meer te gebruiken als drinkwater en andere gebruiken zoals het bereiden van voeding, het besproeien van de moestuin, douchen, enz. In het BBO worden zulke adviezen 'gebruiksadviezen' genoemd.

Voor meer informatie over gebruiksadviezen en de verdere onderverdeling wordt verwezen naar de Standaardprocedure BBO (OVAM, 2020a) en de bijhorende leidraad (OVAM, 2020b).

In het 1^e tussentijds verslag van de opdrachthouder staat onder § 6.3.2 (p. 79/143):

*In de milieugezondheidskundige aandachtsgebieden voor PFAS werd het putwater van de gekende particuliere putwatergebruikers geanalyseerd op PFAS. Deze personen kregen hun resultaat persoonlijk toegestuurd met een consumptie-advies. **Om de niet-gekende putwatergebruikers in kaart te brengen wordt er samengewerkt met de drinkwater-maatschappijen.** We focussen hier op de adressen die niet kunnen aansluiten op het leidingnet of private waterleveranciers (adressen met een eigen - veelal zeer diepe - put die drinkwater bedelen aan derden). Adressen waarvan we weten dat ze aansluitbaar zijn, maar niet aangesloten zijn, krijgen het advies om aan te sluiten. Dit laatste advies is eigenlijk een algemeen advies voor heel Vlaanderen en niet enkel van toepassing in milieugezondheidskundige aandachtsgebieden voor PFAS, aangezien leidingwater een streng gecontroleerd perfect gezond product is.*

→ Verwaaiing

In verschillende bodemonderzoeken werd reeds vastgesteld dat de PFAS-verontreiniging niet louter wordt aangetroffen in de toplaag van de risicoground zelf, maar ook op de verspreidingspercelen (i.e. buiten de perceelsgrenzen van de risicoground). Dit geeft aan dat er effectief atmosferische depositie of verwaaiing vanuit de toplaag naar de omgeving kan optreden. Verwaaiing dient door de eBSD in het beschrijvend bodemonderzoek onderzocht te worden.

Wanneer PFAS wordt aangetroffen in de toplaag van bodems en deze bodems niet (niet meer) bedekt zijn (bijvoorbeeld braakliggende percelen), dan neemt het risico op verwaaiing toe.

Wanneer het niet mogelijk is om de bodem/grond voldoende af te dekken en/of te bevochtigen, is het noodzakelijk om een meetnet voor de uitvoering van stofmetingen in alle windrichtingen op te zetten met meting van de totale stoffractie. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen verwaaiend stof, zwevend stof en depositiestof (Berghmans et al., 2021 & Peeters et al., 2022):

- Verwaaiend stof: stof dat in de werfzone verwaait door bvb. werkzaamheden, opslag van grond,...) en in de lucht terecht komt.
- Zwevend stof: stof dat getransporteerd wordt over grotere afstand.

In het algemeen kan verwacht worden dat het verwaaiend stof eerder de grovere stoffractie zal bevatten terwijl zwevend stof voornamelijk zal bestaan uit fijnstof. De opdeling verwaaiend en zwevend stof is echter niet volledig sluitend.

- Depositie stof: stof dat neerslaat op een oppervlak (bodem, oppervlaktewater, vegetatie,...). Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen droge en natte depositie.

Voor het uitwerken van een onderzoeksstrategie (meetopzet) en toetsingskader wordt verwezen naar Berghmans et al. (2021) en Peeters et al. (2022).

2.5.4 Relatie normenkader en terugsaneerwaarden (BSP-fase)

Volgens de standaardprocedure bodemsaneringsproject (SP BSP; OVAM, 2021c) dienen in het bodemsaneringsproject saneringsdoelstellingen geformuleerd te worden (i.e. terugsaneerwaarden).

Op p. 26-27/105 van deze standaardprocedure wordt volgende gesteld:

‘Streven naar een betere terugsaneerwaarde is belangrijk bij een toekomstig grondverzet of het beheer van een grondwaterverontreiniging. Ook kan een betere terugsaneerwaarde ervoor zorgen dat er geen of minder gebruiksadviezen op het terrein zijn. In het kader van duurzaam saneren kan het dus aangewezen zijn om verder te saneren dan de risicogebaseerde terugsaneerwaarde. Op deze manier wordt de maatschappelijke kost om restverontreiniging te saneren of te beheren niet naar de toekomst verschoven.

...

Wanneer duidelijk is dat risicogebaseerde terugsaneerwaarden moeilijk haalbaar zijn, neemt u ook een variant met ‘gebruiks- of bestemmingsbeperkingen’ als saneringsdoelstelling op.

...

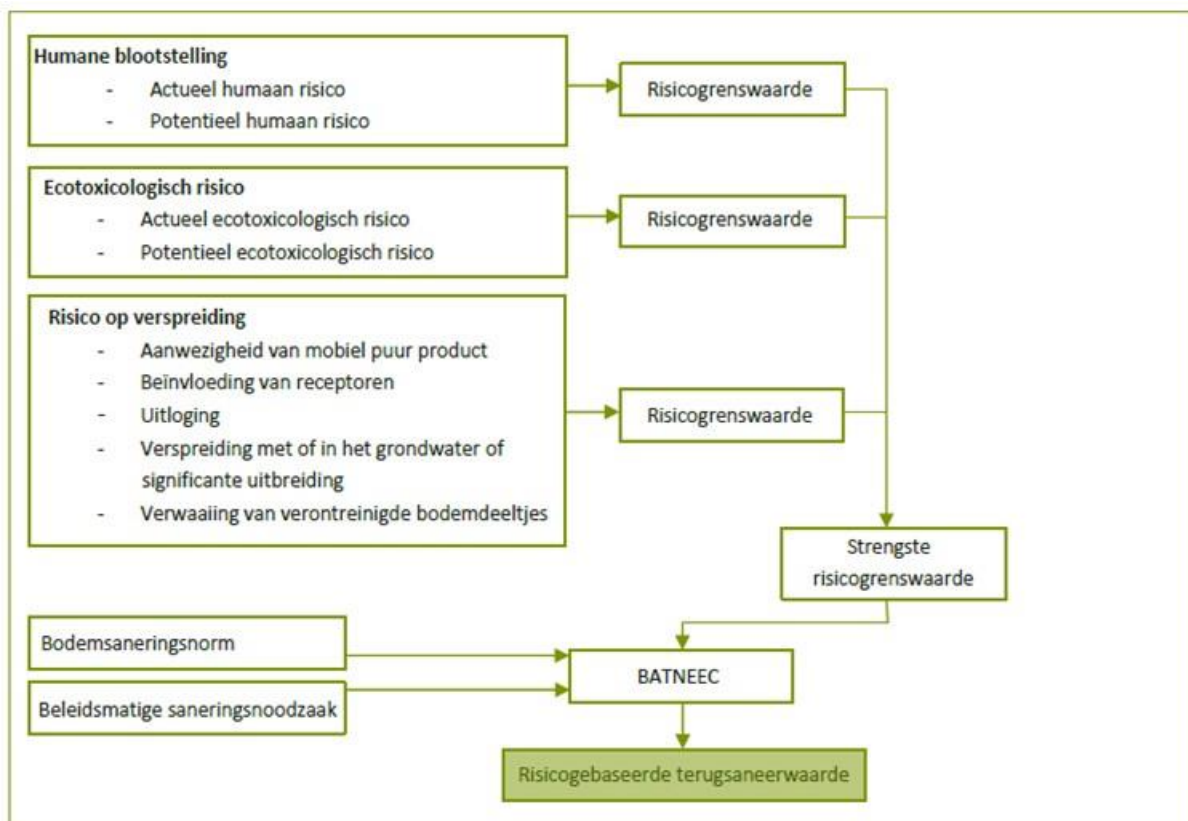
U houdt rekening met de bestemming en het werkelijke gebruik van de gronden waarop verontreiniging aanwezig is. U houdt ook rekening met geplande wijzigingen in de bestemming of in het gebruik van de onderzoekslocatie.

Voor de berekening van de risicogebaseerde terugsaneerwaarden baseert u (de eBSD) zich op de Code van Goede Praktijk: ‘Methodologie DAEB, Risico-evaluatie en berekening risicogebaseerde terugsaneerwaarden’ (OVAM, 2021 b).’

De eBSD bepaalt 3 risicogrenswaarden, nl. voor de humane blootstelling, de ecotoxicologische blootstelling en het risico op verspreiding. Vervolgens wordt de strengste van de 3 weerhouden en getoetst aan de bodemsaneringsnorm, de beleidsmatige saneringsnoodzaak en het BATNEEC-principe. Dit wordt weergegeven in Figuur 2 (afkomstig uit de Code van Goede Praktijk - Methodologie DAEB, risico-evaluatie en risicogebaseerde terugsaneerwaarde, OVAM 2021b).

In deze code van goede praktijk staat echter onder § 10.1 Toetsing aan de bodemsaneringsnorm (p. 80/89):

Is de (meest geschikte en haalbare) risicogrenswaarde strenger dan de van toepassing zijnde bodemsaneringsnorm of toetsingswaarde ‘bodemsaneringsnorm’? Gebruik dan de bodemsaneringsnorm als risicogebaseerde terugsaneerwaarde.



Figuur 8: Selectie van de risicogebaseerde terugsaneerwaarde

Figuur 2: Selectie van de risicogebaseerde terugsaneerwaarde

Inschatting impact: Voor mobiele stoffen zoals PFOS en FPOA is deze toetsing **niet** terecht daar bij het afleiden van de bodemsaneringsnormen standaard geen rekening wordt gehouden met uitloging naar en verspreiding via grondwater. Indien de risicogrenswaarde voor verspreiding lager is dan de bodemsaneringsnorm, dan mag de bodemsaneringsnorm **niet** gehanteerd worden als risicogebaseerde terugsaneerwaarde.

In de 'Basisinformatie voor risico-evaluatie: Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen en toetsingswaarden, richtwaarden en streefwaarden' (OVAM, 2016a) staat op p. 16/77:

*'Het voorstel van bodemsaneringsnormen is **minstens humaan toxicologisch** onderbouwd. Indien mogelijk en/of relevant wordt ook voorzien in een **ecotoxilogische onderbouwing** of **aftoetsing**. **Ook kunnen andere criteria meegenomen worden om de voorgestelde bodemsaneringsnormen te wijzigen. Dit is meestal het geval wanneer voorgestelde waarden zeer hoog zijn.** Gezien de samenhang van het systeem van streefwaarden, richtwaarden en bodemsaneringsnormen en de voorwaarde dat de streefwaarden lager liggen bodemsaneringsnormen op een analytisch onderscheidende manier, worden ook streefwaarden voorgesteld en worden de voorgestelde bodemsaneringsnormen hiermee vergeleken. Randvoorwaarden van de chemische analysemethode kunnen leiden tot het verhogen van de voorgestelde bodemsaneringsnormen. Ook in dit stadium is er overleg met het begeleidingscomité om zo tot een – eventueel reeds geïntegreerd – voorstel van bodemsaneringsnormen te komen.'*

Conclusie: Bijstelling op basis van 'uitloging en verspreiding via grondwater' zou volgens de werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen een mogelijkheid zijn om 'strengere' bodemsaneringsnormen te formuleren voor recreatie (bestemmingstype IV) en industrie (bestemmingstype V). Daar het echter niet mogelijk is om 'algemene' bodemsaneringsnormen af te leiden die rekening houden met uitloging en verspreiding via grondwater, worden de bodemsaneringsnormen voor recreatie en industrie van het nieuwe normenvoorstel **niet** bijgesteld.

Dit houdt in dat de tekst onder § 10.1 Toetsing aan de bodemsaneringsnorm van de code van goede praktijk: 'Methodologie DAEB, Risico-evaluatie en berekening risicogebaseerde terugsaneerwaarden' (OVAM, 2021 b) aangepast moet worden en vermoedelijk ook figuur 8. Deze aanpassing is niet enkel noodzakelijk voor PFOS en PFOA maar voor alle 'mobiele' genormeerde parameters (i.e. parameters die gemakkelijk uitlogen).

2.5.5 Uitwerking bijkomende richtlijnen voor eBSD

Voor het uitvoeren van de sitespecifieke humane risico-evaluatie in BBO-fase zijn de nodige tools aanwezig, maar een aantal aspecten dienen nog verder uitgewerkt te worden:

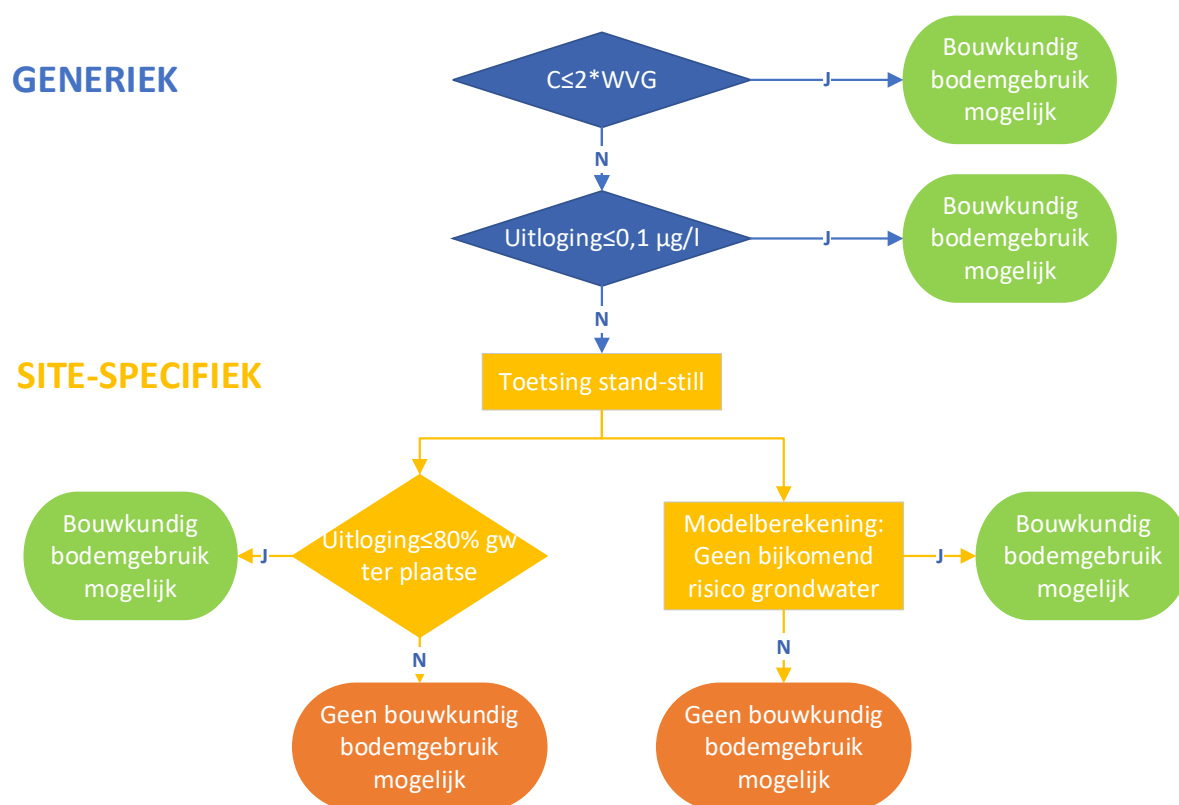
- Aanpassing van S-Risk.
- Uitwerken richtlijnen met betrekking tot het weglaten van achtergrondblootstelling voor het inschatten van het humane risico dat uitgaat van de lokale bodemverontreiniging. Op basis daarvan kan dan nagegaan worden welke maatregelen/adviezen nodig en mogelijk zijn om de blootstelling te beperken.
- Uitwerken richtlijnen voor het inschatten van humane risico's ter hoogte van weide/akkers en ev. uitwerken van staalname- en analyseprocedures voor levensmiddelen indien niet beschikbaar bij het FAVV.
- Richtlijnen uitwerken met betrekking tot hoe in S-Risk omgaan met meetwaarden voor levensmiddelen die kleiner zijn dan de kwantificatielimiet (LOQ).
- Uitwerken van richtlijnen over hoe omgaan met andere PFAS in mengsels. De optelling van de individuele risico-indexen dient immers buiten S-Risk om plaats te vinden om het risico voor mengsels te begroten.

Deze richtlijnen dienen in overleg met OVAM en derden zoals o.a. de eBSD (VEB/VOBAS) of FAVV uitgewerkt te worden.

3 AANPAK BOUWKUNDIGE TOEPASSINGEN (BOUWKUNDIG BODEMGEBRUIK EN GEBRUIK IN VORMVAST PRODUCT)

3.1 Voorstel voor beslissingsschema bouwkundig bodemgebruik

Hierin kunnen 2 delen onderscheiden worden: een generiek deel en een locatiespecifieke evaluatie. Het generieke kader geldt steeds voor zowel bouwkundig bodemgebruik als vormvast product. In **Error! Reference source not found.** wordt een voorstel voor een beslissingsschema bouwkundig bodemgebruik getoond.



Figuur 3: Voorstel voor beslissingsschema voor bouwkundig bodemgebruik.

Indien voldaan wordt aan de toetsingswaarde bouwkundig bodemgebruik (zoals besproken in 2.2.2) is bouwkundig bodemgebruik toegestaan. Indien bodem niet voldoet aan de toetsingswaarde bouwkundig bodemgebruik, kan gebruik in een bouwkundige toepassing indien de uitloging gemeten in een schudtest voldoet aan het criterium in grondwater van 0,1 µg/l voor de som van 20 PFAS. Indien de gemeten uitloging van een toepassing voldoet aan dit criterium, kan de toepassing geen aanleiding geven tot het overschrijden van dit criterium in het grondwater. Dit is de laatste stap in het generieke deel van de methodiek.

Bodemmaterialen die niet voldoen aan bovenstaande criteria kunnen op welbepaalde locaties nog steeds toegepast worden mits ze voldoen aan een site-specifieke evaluatie van de standstill. Deze evaluatie dient aan te tonen dat het gebruik van de bodemmaterialen geen bijkomende verontreiniging van het grondwater veroorzaakt. Hiervoor worden twee

mogelijkheden voorgesteld. Indien de uitloging gemeten in een uitloogproef lager ligt dan 80% van de gemiddelde concentratie van het grondwater ter plaatse, kan het materiaal toegepast worden. Er kan dan vanuit gegaan worden dat de concentratie in het grondwater ter plaatse niet zal toenemen door de toepassing van de materialen. Als alternatief kunnen er ook berekeningen uitgevoerd worden van de berekende concentratie in het grondwater in de situatie met en zonder toepassing van de materialen om te evalueren of een toename in de concentratie verwacht kan worden door de bouwkundige toepassing.

3.2 Sitespecifieke aanpak – toetsing stand-still

3.2.1 Uitgangspunten

Een sitespecifieke evaluatie dient aan te tonen dat bij gebruik van bodemmateriële die niet voldoen aan de generieke voorwaarden voor bouwkundig bodemgebruik aan volgende voorwaarden voldaan is:

1. Mogelijke blootstelling aan de verontreinigende stoffen leidt niet tot bijkomend risico
2. Er is geen bijkomende verontreiniging van het grondwater

Aangezien bouwkundig bodemgebruik enkel gebeurt in toepassingen waarin de functie van de bodemmateriële duidelijk te onderscheiden is van de functie van de onderliggende of omringende bodem en het risico op mogelijke blootstelling beperkter is dan bij vrij gebruik, wordt voorgesteld om de eerste voorwaarde te formuleren als volgt:

3. De concentraties in de uitgegraven bodem zijn lager dan BSN type V

Het gebruik van folies en dergelijke om uitloging te beperken wordt niet mee in rekening gebracht bij de sitespecifieke evaluatie.

3.2.2 Toetsing van de uitloging

In deze evaluatie wordt de uitloging gemeten in een schudproef vergeleken met de gemiddelde concentratie in het grondwater ter plaatse. De evaluatie gebeurt op projectniveau en dit bepaalt de schaal waarover de concentraties in grondwater gemeten worden. Duidelijke richtlijnen hiervoor zijn nodig zoveel mogelijk gebaseerd op bestaande codes van goede praktijk. Het instellen van een maximaal toelaatbare uitloging is wenselijk om ongelimiteerd aanvoer van bodemmateriële naar locaties met een verhoogde concentratie in grondwater te beperken. Dit kan door de site-specifieke evaluatie te beperken tot de kadastrale werkzone.

3.2.3 Sitespecifieke berekeningen

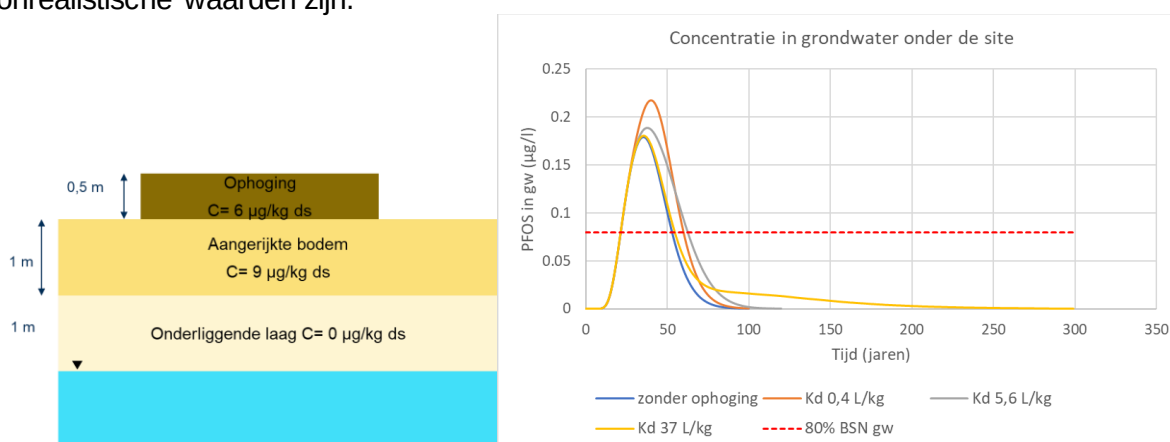
Om de beoogde toepassing te evalueren volgens deze voorwaarden kan de rekenmethodiek ontwikkeld voor de Studie ontvangende grond gevolgd worden. Om na te gaan of de studie ontvangende grond in bepaalde gevallen zou leiden tot een ruimere toepassing als bouwkundig bodemgebruik en onder welke voorwaarden dit voorvalt, zijn een aantal verkennende berekeningen met het uitloogmodel uitgevoerd. Deze resultaten geven geen volledig beeld van alle mogelijke toepassingen omdat er in de studie een heel aantal vrijheidsgraden zijn die de uitkomst beïnvloeden (karakteristieken van de beoogde toepassing (dimensies, concentratie, K_D -waarde), karakteristieken van de ontvangende grond (dikte en concentratie van aangerijkte laag en onderliggende laag, K_D -waarden) en het grondwatersysteem (dikte freatische laag, grondwatersnelheid)).

3.2.3.1 Geval 1: emissie uit de toepassing

In de eerste berekening is nagegaan wat het effect is van een toenemende sorptie in de toegepaste grond. De ontvangende grond bestaat uit een laag van 1 meter aangerijkte bodem met concentratie PFOS 9 µg/kg ds op een onderliggende laag van 1 meter dikte zonder PFOS. Het grondwatersysteem wordt gekenmerkt door een hoge verdunning met een verdunningsfactor van 9,26. Deze factor is berekend op basis van de dikte van de freatische laag, de potentiaal gradiënt en de hydraulische conductiviteit en geeft aan door welke factor de concentratie die uitspoelt in de bodem gedeeld wordt om de concentratie in grondwater te bekomen. Deze dilutiefactoren zijn berekend voor Vlaanderen op basis van NGI-kaartblad en variëren van 1,11 tot 9,27.

In Figuur 4 staat een schematische weergave van de toepassing en de berekende concentratie in grondwater voor de situatie zonder ophoging, een toepassing met lage K_D ($K_D = 0,4$ L/kg), een toepassing met gemiddelde K_D ($K_D = 5,6$ L/kg) en een toepassing met hoge K_D ($K_D = 37$ L/kg). Uit de berekende concentraties blijkt dat bij een hoge K_D er geen toename in de maximum concentratie is en dat in dat geval de stand-still bewaard blijft.

Deze berekeningen geven aan dat een verhoging van de sorptie in de toepassing of een vermindering van de emissie meer ruimte biedt voor toepassing in bouwkundig bodemgebruik. In een zeer beperkte dataset van 4 metingen in Vlaamse bodemonderzoeken werden in een schudtest K_D -waarden van 7 tot 27 L/kg gemeten. Hieruit kunnen geen algemene conclusies getrokken worden maar dit geeft aan dat de waarden gebruikt in deze berekening geen onrealistische waarden zijn.

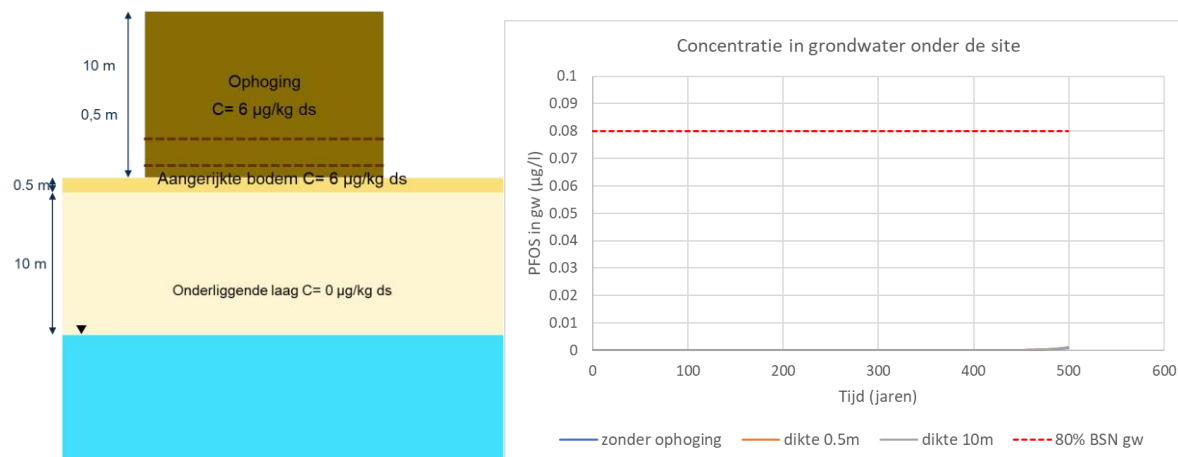


Figuur 4: Voorbeeld van ophoging op aangerijkte bodem met een gemiddelde sorptie in de bodem ($f_{os} = 0,02$) en een hoge verdunning in grondwater (dilutiefactor $DF = 9,26$) en de berekende concentraties in grondwater bij verschillende K_D -waarden voor de toepassing.

3.2.3.2 Geval 2: lage kwetsbaarheid grondwater

In de tweede berekening is nagegaan wat het effect is van een van nature lage kwetsbaarheid van het grondwater door de aanwezigheid van een dikke onverzadigde zone en een hoge verdunning. De ontvangende grond bestaat uit een laag van 0,5 meter aangerijkte bodem met concentratie PFOS 8 µg/kg ds op een onderliggende laag van 10 meter dikte zonder PFOS. Het grondwatersysteem wordt gekenmerkt door een hoge verdunning met een verdunningsfactor van 9,26. De toepassing heeft een concentratie PFOS van 6 µg/kg ds en een dikte van 0,5 of 10 m.

In Figuur 5 staat een schematische weergave van de toepassing en de berekende concentratie in grondwater voor de situatie zonder ophoging, een toepassing van 0,5 meter en een toepassing van 10 meter. Uit de berekende concentraties blijkt dat binnen een periode van 500 jaar er geen stijgende grondwaterconcentraties zijn en er dus geen aanrijking optreedt.

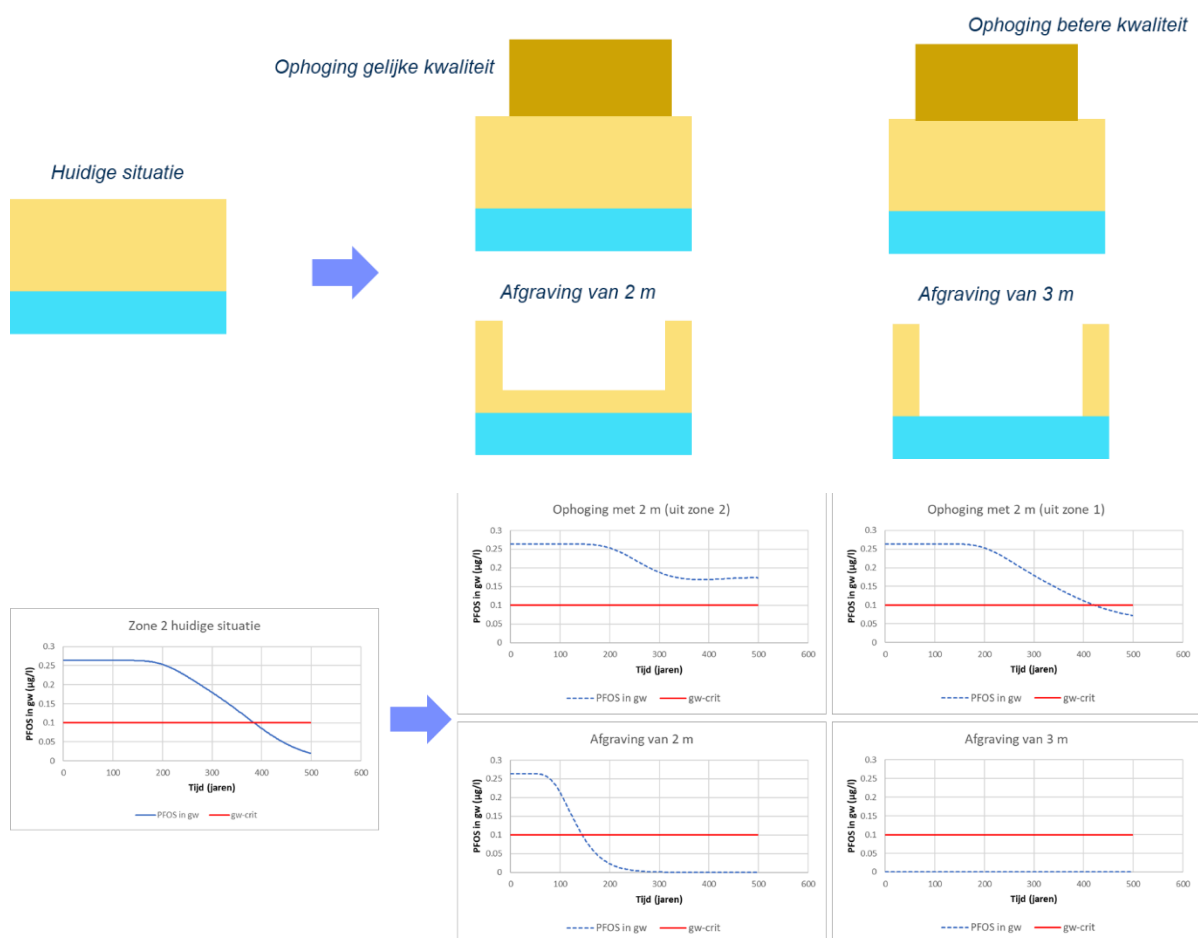


Figuur 5: Voorbeeld van ophoging op aangerijkte bodem met een hoge sorptie in de bodem ($f_{os} = 0,05$) en een hoge verdunning in grondwater (dilutiefactor $DF = 9,26$) en de berekende concentraties in grondwater bij verschillende toepassingsscenario's.

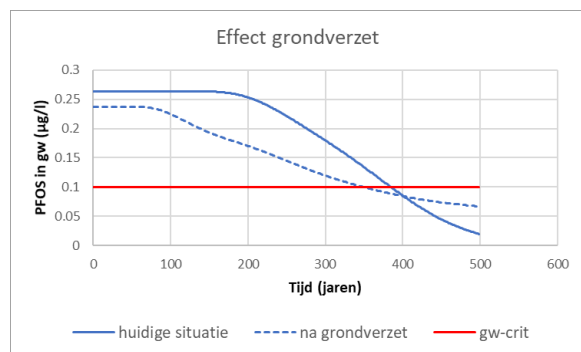
3.2.3.3 Geval 3: aangerijkte ontvangende grond

In de derde berekening is nagegaan wat het effect is van een aangerijkt ontvangend systeem. De evaluatie van de impact van het bouwkundig bodemgebruik gebeurt op het niveau van de projectzone. De ontvangende grond bestaat uit een laag van 3 meter aangerijkte bodem met concentratie PFOS $13 \mu\text{g/kg ds}$ en een gemeten K_D van 24 L/kg . Het grondwatersysteem wordt gekenmerkt door een matige verdunning met een verdunningsfactor van 2,62. Er zijn ophogingen mogelijk met een gelijke ($11 \mu\text{g/kg ds}$) of betere bodemkwaliteit ($4 \mu\text{g/kg ds}$). Deze grond wordt aangevoerd van dezelfde of andere zones van de werf.

In Figuur 6 staat een schematische weergave van de verschillende situaties met toepassing of afgraving en de berekende concentratie in grondwater voor de situatie met een ophoging van 2 meter van gelijke kwaliteit, van betere kwaliteit, een afgraving tot boven grondwater en een afgraving tot aan grondwater. Om de impact op het grondwater op projectniveau te evalueren, wordt een gewogen gemiddelde gemaakt van de verschillende concentratie curven gewogen naar het aandeel in de oppervlakte van de projectzone. Uit de resulterende curve (Figuur 7 **Error! Reference source not found.**) blijkt dat er op het niveau van het projectgebied een afname in maximale grondwaterconcentratie verwacht wordt.



Figuur 6: Voorbeeld van een evaluatie op projectniveau met boven de schematische weergave van de verschillende activiteiten en onderaan de berekende concentratie in grondwater bij die activiteit.



Figuur 7: Berekende effect op het niveau van het projectgebied van het gecombineerde effect van verschillende grondbewegingen op de concentratie in het grondwater.

3.2.4 Toepassing in grondverzetsregeling

3.2.4.1 Impactanalyse

In eerste instantie dient een analyse te gebeuren van de impact van de voorgestelde waarden vrij gebruik en toetsingswaarden bouwkundig bodemgebruik op het grondverzet in Vlaanderen. Daarvoor wordt een dataset gebruikt van de concentraties PFAS in de technische verslagen die worden ingediend bij de bodembeheersorganisaties.

Een eerste preliminaire analyse werd uitgevoerd door de bodembeheersorganisaties zelf en toont aan op basis van 1411 ingediende technische verslagen aan dat in 9,9 % van de gevallen er een overschrijding van de waarden vrij gebruik van 3 µg/kg ds PFOS, 3 µg/kg ds PFOA of 8 µg/kg ds som PFAS voorkomt. In 90% van de gevallen kan grondverzet zonder beperkingen bij deze waarden vrij gebruik.

Tabel 24: Aantal technische verslagen met analyse van PFAS en aantal met overschrijdingen van de waarden 3-3-8.

	# TV	# met overschrijding	%
Grondbank	1133	115	8,6
Grondwijzer	278	24	10,2
Totaal	1411	139	9,9

In een vervolganalyse dient nagegaan te worden wat de mogelijke impact van een verlaging van de waarde vrij gebruik voor PFOA naar 2 µg/kg ds is en welke impact de invoering van toetsingswaarden bouwkundig bodemgebruik zou hebben.

3.2.4.2 Uitwerking code van goede praktijk

Om de sitespecifieke evaluatie van het behoud van standstill uit te voeren zijn de nodige tools aanwezig maar een aantal aspecten dienen nog verder uitgewerkt te worden:

- Protocol voor het uitvoeren van de uitloogtest met de nodige aandacht voor elementen specifiek voor PFAS zoals het gebruik van PFAS-vrije materialen
- Richtlijnen voor het bepalen van de gemiddelde concentratie in het grondwater ter plaatse: aantal metingen, spreiding, schaal van de zone
- Richtlijnen voor het uitvoeren van de kwaliteitstoets bij vrij gebruik in een waterwingebied
- Definieren van de randvoorwaarden voor het toepassen van de site-specifieke evaluatie, dit kan beperkt worden tot de kadastrale werkzone

LITERATUURLIJST

- Colles et al. (2022) Per- en poly-fluoralkylstoffen in en rond de woning – Eindrapport.
- Berghmans et al. (2021) Tussentijdse bevindingen PFAS concentraties in fijn stof in de omgevingslucht Oosterweel Luchtmetingen zomer 2021. VITO-rapport d.d. oktober 2021, met als referentie 2021/HEALTH/R/2592.
<https://www.vlaanderen.be/publicaties/tussentijdse-bevindingen-pfas-concentraties-in-fijn-stof-in-de-omgevingslucht-oosterweel-luchtmetingen-zomer-2021>
- D'Hollader et al. (2012) PERFOOD Perfluoralkylchemicaliën in de voedselketen: een beleidsondersteunende risicoanalyse.
- Lasters et al. (2022). Home-produced eggs: An important human exposure pathway of perfluoroalkylated substances (PFAS). Chemosphere, 308 (2022)136283.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.136283>.
- OVAM (2015) Afleiding en onderbouwing gemeenschappelijk normenkader voor grondstoffen en uitgegraven bodem in Vlaanderen. [Weblink](#)
- OVAM (2016a) Basisinformatie voor risico-evaluaties – deel 1 – Werkwijze voor het opstellen van bodemsaneringsnormen, richtwaarden en streefwaarden.
<https://publicaties.vlaanderen.be/view-file/16533>
- OVAM (2016b) Basisinformatie voor risico-evaluaties – deel 2 – Uitvoeren van een locatiespecifieke risico-evaluatie. <https://publicaties.vlaanderen.be/view-file/16535>
- OVAM (2017) Code van goede praktijk: Richtlijnen voor onderzoek van moestuin en kippenren. [Gezond tuinieren \(vlaanderen.be\)](#).
- OVAM (2020a) Beschrijvend bodemonderzoek, Standaardprocedure. OVAM document d.d. 1 april 2020. [Weblink](#)
- OVAM (2020b) Leidraad bij de standaardprocedure voor beschrijvend bodemonderzoek. OVAM document d.d. 10 augustus 2020. [Weblink](#)
- OVAM (2021a) Afleiden van streefwaarden voor perfluorverbindingen en enkele andere 'emerging contaminants' – Deel 2: Afleiden streefwaarden voor perfluorverbindingen. OVAM document d.d. 5 maart 2021. [Weblink](#)
- OVAM (2021b) Methodologie "DAEB", risico-evaluatie en risicogebaseerde terugsaneerwaarden, Code van Goede praktijk. OVAM document d.d. 28 oktober 2021. [Weblink](#)
- OVAM (2021c) Bodemsaneringsproject en beperkt bodemsaneringsproject. OVAM document d.d. 1 augustus 2021. [Weblink](#)
- OVAM (2022a) Onderzoeksprotocol verkennend bodemonderzoek naar PFAS-verontreiniging door fluorhoudend blusschuim en t.h.v. pfasverdachte risicolocaties. OVAM document d.d. 19 april 2022. [Weblink](#)
- OVAM (2022b) Aanwezigheid van PFAS in grond en grondwater op brandweerlocaties. Eerste trends en inzichten. OVAM document d.d. 10.01.2022. [OVAM website](#)
- OVAM (2022c) Code van Goede Praktijk: Aanvullende richtlijnen BBO voor bodemverontreinigingen met PFAS. OVAM document d.d. 15.05.2022. [OVAM website](#)
- Peeters et al. (2022) Studie naar PFAS in lucht en deposities in de omgeving van 3M en Zwijndrecht. VITO rapport d.d. april 2022, met als referentie 2022/HEALTH/R/2680.
<https://www.vmm.be/publicaties/studie-naar-pfas-in-lucht-en-deposities-in-de-omgeving-van-3m-en-zwijndrecht>
- Van Holderbeke et al. (2020) Proposal for soil remediation values for Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) meringsrapport voor PFOS en PFOA. VITO rapport d.d. oktober 2020, met als referentie 2019/Unit/R/2055.

https://s-risk.be/sites/srisk/files/downloads/2021-01-04%20Proposal%20SRV_PFOS_PFOA.pdf

VITO (2022) S-Risk - Technical guidance document en de bijhorende bijlage IV (S-Risk Technical guidance document - annex IV) Technical Guidance Document: S-Risk model equations

Annex IV: S-Risk model equations - Annex IV

Wintersen, A. et al. (2020). Verschil in uitloging van PFAS uit grond en bagger. RIVM-briefrapport 2020-0102, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM).

BIJLAGE A: ONDERBOUWING VAN EFSA TWI (2020) VOOR SOM VAN PFOS, PFOA, PFNA EN PFHXS (DE 4 EFSA PFAS VERBINDINGEN)

EFSA heeft in 2020 een toelaatbare wekelijkse inname (TWI) van 4,4 ng/kg per week voor de som van 4 PFAS (PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS) gepubliceerd.

Deze TWI is gebaseerd op de blootstelling bij moeders (35 jaar). Zie infobox 1 hieronder. Het meest gevoelig eindpunt is evenwel immunotoxiciteit m.b.t. hun 1-jarige zuigelingen. Het kritisch punt voor de blootstelling van deze zuigelingen (BMDL₁₀¹³ voor som is 17,5 µg/l in bloedserum van zuigelingen) werd door EFSA teruggerekend naar de blootstelling van hun moeders (som van 4 EFSA PFAS: 6,9 µg/l in serum van moeders), om ervoor te zorgen dat de kinderen via borstvoeding niet de BMD₁₀ voor zuigelingen overschrijden. De redenering hierachter is dat op die manier hun nakomelingen geen te hoge PFAS 'load' via borstvoeding krijgen. Indien men de kritische blootstelling van de kinderen 'an sich' (=zonder terugrekening naar moeders) had genomen als vertrekpunt (17,5 µg/l) was men immers tot een hogere externe dosis (per kg lichaamsgewicht) gekomen.

Infobox 1: Extract uit EFSA (2020) met betrekking tot de sleutelstudie waarop de TWI gebaseerd is (relevantie borstvoeding -/blootstelling)

In een cohort van 101 zuigelingen uit Duitsland, onderzochten Abraham et al. (2020) de associatie tussen plasmaconcentraties van PFHxS, PFOS, PFOA en PFNA en antilichamen tegen difterie, tetanus en haemophilus type b (Hib). Moeders en hun kinderen werden gerekruteerd in 1997-1999 toen de baby's tussen 341 en 369 dagen oud waren. Hiervan kregen 21 flesvoeding (≤ 2 weken borstvoeding) en 80 kregen > 4 maanden borstvoeding. Bij het combineren van exclusieve en gedeeltelijke borstvoeding tot 'equivalent aan exclusieve borstvoeding' was de mediane duur 7,4 maanden. De gemiddelde PFAS-spiegels in plasma van respectievelijk niet-borstgevoede en borstgevoede zuigelingen waren voor PFOA 3,8 en 16,8 ng/ml, voor PFOS 6,8 en 15,2 ng/ml, voor PFHxS 1,7 en 2,1 ng/ml en voor PFNA 0,2 en 0,6 ng/ml. Voor de moeders waren de gemiddelde plasmaconcentraties bij degenen die geen borstvoeding gaven ($n = 21$) en degenen die borstvoeding gaven ($n = 80$) voor PFOA 4,9 en 3,2 ng / ml, voor PFOS 17,2 en 14,1 ng / ml, voor PFHxS 1,8 en 1,0 ng/ml en voor PFNA 0,4 en 0,3 ng/ml. Hogere plasmaconcentraties bij zuigelingen die borstvoeding krijgen en lagere concentraties bij moeders die borstvoeding hebben gegeven, worden verklaard door de lactatieoverdracht van PFASs van de moeder op de baby. Deze overdracht in de moedermelk is effectiever voor PFOA in vergelijking met PFOS, wat ook de verschillen in PFOS/PFOA-verhouding tussen moeders en zuigelingen verklaart. Concentraties van PFOA in zuigelingenplasma waren significant en omgekeerd gecorreleerd met antilichaamconcentraties tegen difterie ($r = -0,23$, $p = 0,02$), tetanus ($r = -0,25$, $p = 0,01$) en haemophilus infuenzae type B 'Hib' ($r = -0,32$, $p = 0,001$). Analyses werden gecorrigeerd voor de tijd sinds de laatste vaccinatie en voor tetanus ook voor het aantal vaccinaties. Correctie voor andere co-contaminanten gemeten in bloed van zuigelingen, waaronder PCB's, dioxines (I-TEQ), organochloorpesticiden, kwik, cadmium en lood hadden geen invloed op deze associaties. Correctie voor duur van exclusieve borstvoeding had geen relevante invloed. De NOAEC's (No Observed Adverse Effect Concentration) voor PFOA, geschat door de blootstelling in kwintielen te verdelen, varieerden tussen 18,9 en 19,4 ng/ml, afhankelijk van het type antilichamen. In termen van effectgrootte was de gemiddelde afname in antilichaamrespons bij vergelijking van het hoogste tot het laagste kwintiel van PFOA-blootstelling – 57%, –53% en –78% voor respectievelijk difterie, tetanus en Hib. Associaties voor PFOS, PFHxS en PFNA waren niet significant. Net als voor PFOA was de som van de vier PFAS's significant en omgekeerd gecorreleerd met tetanus en Hib, terwijl de correlatie voor difterie borderline significant was. Op basis van deze studie werd een BMDL₁₀ van 17,5 µg/l serum (kind) berekend. Gebruik makend van een PBPK model, werd berekend dat voor een kind dat 12 maand uitsluitend borstvoeding kreeg, de serum concentratie bij het kind overeenkomt met een PFAS inname bij de moeder van 0,63 ng/kg per dag (voor som 4 EFSA PFAS). EFSA berekende dat deze inname resulteert in een serum concentratie

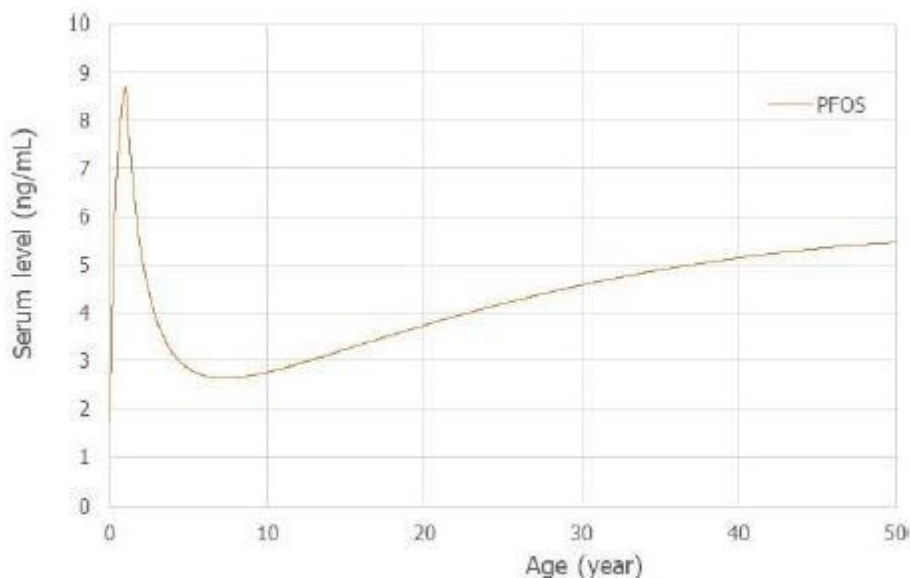
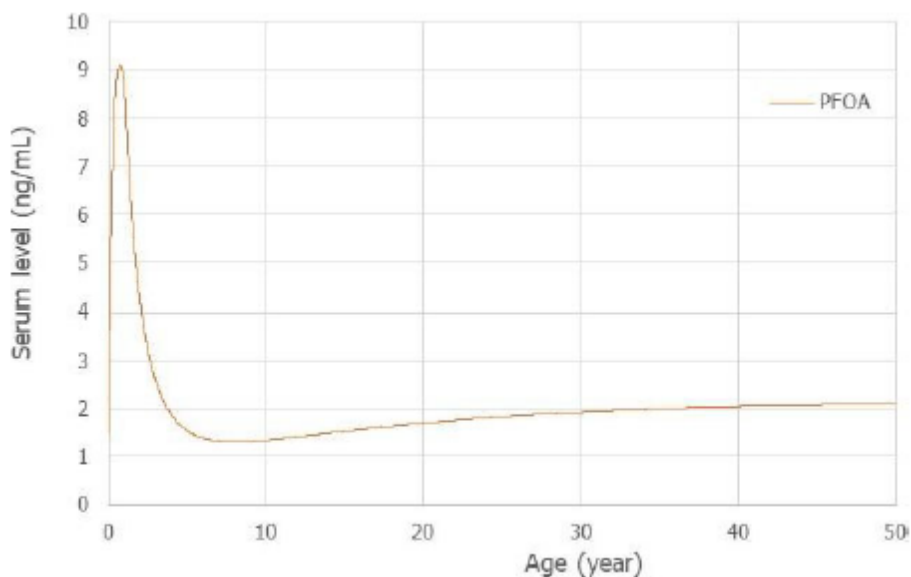
¹³ BMDL₁₀: Benchmark dose voor een 10% stijging van respons

van 6,9 µg /l (som 4 EFSA PFAS) bij de moeder op 35-jarige leeftijd. EFSA oordeelde dat er een geen bijkomende onzekerheidsfactoren nodig zijn om deze BMDL₁₀ om te zetten tot een TWI omdat de BMDL₁₀ gebaseerd is op kinderen, die beschouwd worden als een gevoelige groep voor veel stoffen met immunotoxische eigenschappen.

Of anders geformuleerd: als je de TWI waarde van EFSA (4,4 ng/kg per week) ook al zou toepassen op kleine kinderen (bvb 1-3 jarigen), ga je ervan uit dat deze dosis kritisch is omwille van mogelijk transfer naar hun nakomelingen, dus om de nakomelingen van de kleine kinderen te beschermen; hetgeen op dat moment uiteraard niet aan de orde is; men kan zich wel de vraag stellen wat de impact is van deze 'early exposure' van de meisjes op de dosis in latere leeftijd (relevante levensfase zwangerschap); maar kinetische modellen en halfwaardetijden tonen aan dat in deze tijdspanne de blootstelling sterk gedaald zal zijn (bvb. Zie infobox 2). Met deze kinetiek werd wel rekening gehouden om te berekenen hoeveel de moeders maximaal in hun bloed mogen hebben om ervoor te zorgen dat het serum in hun zuigelingen de BMDL₁₀ niet overschrijdt.

Infobox 2: geschat verloop van PFOA en PFOS in serum bij vrouwen

Onderstaande figuur schetst het geschatte serum niveau PFOA (bovenste figuur) voor een vrouw blootgesteld gedurende verschillende fases in de levensloop: eerst in utero, dan via borstvoeding gedurende 12 maanden, en vervolgens een dagelijkse inname via voeding gedurende 49 jaar aan een constant niveau van 0,19 ng PFOA/kg lg per dag en 0,44 ng PFOS/kg lg per dag (figuur overgenomen van figuur 12 en 13 uit EFSA, 2020; zie p143 en 144). Het voornaamste doel van deze figuur is om de serum concentraties te tonen voor de 'child-bearing' leeftijd (merk op: deze grafieken houden geen rekening met zwangerschap en borstvoeding. Indien hiermee ook rekening wordt gehouden, zou men een (tijdelijke) verlaging in serum concentraties van de moeders zien na bevalling en borstvoeding)



**vision on technology
for a better world**

