



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater

Uitwerking ten behoeve van generiek en
gebiedsspecifiek beleid

RIVM Briefrapport 2017-0092
J.P.A. Lijzen et al.



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater

Uitwerking ten behoeve van generiek en
gebiedsspecifiek beleid

RIVM Briefrapport 2017-0092
J.P.A. Lijzen et al.

Colofon

© RIVM 2017

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2017-0092

J.P.A. Lijzen (projectcoördinator), RIVM
P.N.H. Wassenaar (auteur), RIVM
C.E. Smit (auteur), RIVM
C.J.A.M. Posthuma (auteur), RIVM
E. Brand (auteur), RIVM
F.A. Swartjes (auteur), RIVM
E.M.J. Verbruggen (auteur), RIVM
J.F.M. Versteegh (auteur), RIVM

Contact:

Johannes Lijzen
RIVM-DMG
johannes.lijzen@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de gemeente Dordrecht, in het kader van Project Risicogrenzen PFOA

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Risicogrenzen PFOA voor grond en grondwater

Uitwerking ten behoeve van generiek en gebiedsspecifiek beleid

In opdracht van de gemeente Dordrecht heeft het RIVM risicogrenzen voor perfluorooctaanzuur (PFOA) in grond en grondwater afgeleid. De gemeente kan hiermee bepalen of de kwaliteit van de grond en het grondwater een risico vormt voor mens en milieu, en of maatregelen nodig zijn.

De verontreiniging door PFOA is naar verwachting eind vorige eeuw ontstaan. PFOA werd door de Dupont/Chemours fabriek in Dordrecht tot 2012 gebruikt bij de productie van polymeren.

In het huidige rapport zijn generieke risicogrenzen afgeleid voor grond en grondwater volgens de interventiewaardenmethodiek, waarbij rekening gehouden wordt met blootstelling van mens en milieu vanuit grond en grondwater. Daarnaast zijn locatiespecifieke of bodemgebruik-specifieke risicogrenzen afgeleid voor grond en grondwater voor verschillende bodemgebruiksvormen. Deze zijn toegespitst op de bestemming wonen en industrie, rekening houdend met de relevante blootstellingsroutes. De gemeente kan de afgeleide risicogrenzen gebruiken om, indien gewenst, gebiedsspecifiek beleid te maken voor het bodemgebruik en grondverzet.

Kernwoorden: PFOA, risicogrenzen, grond, grondwater, generieke methodiek, gebiedsgerichte aanpak.

Synopsis

Risk limits for PFOA in soil and groundwater

Elaboration for generic and land use specific policy

The municipality of Dordrecht commissioned the RIVM to derive risk limits for perfluorooctanoic acid (PFOA) in soil and groundwater. The local government can determine if the quality of the soil and groundwater can cause risks to humans and the environment, and if measures are needed.

The contamination with PFOA is probably caused in the end of the last Century. PFOA was used by Dupont/Chemours in Dordrecht up to 2012 for the production of polymers.

This report derives generic risk limits for soil and groundwater according the method for deriving Intervention Values. This approach takes into account exposure of men and the environment from contamination in soil and groundwater. Additionally site-specific (or soil use specific risk limits have been derived for soil and groundwater for different types of land use. It is focusing on residential and industrial areas, taking into account the relevant exposure routes. The municipality can use the derived risk limits to develop a policy depending on the land use and for the reuse of soil in the municipality.

Keywords: PFOA, risk limits, soil, groundwater, ad hoc intervention values

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 11

- 1.1 Aanleiding en doel — 11
- 1.2 Aanpak en werkwijze — 12
- 1.3 Uitwerking generieke en gebiedsspecifieke risicogrenzen grond en grondwater — 12
- 1.4 Risicogrenzen voor grond — 12
- 1.5 Risicogrenzen grondwater — 13
- 1.6 Leeswijzer — 14

2 Humane risicogrenzen — 15

- 2.1 Generieke risicogrens humaan — 15
 - 2.1.1 Humane MTR — 15
 - 2.1.2 Fysisch-chemische parameters — 15
 - 2.1.3 BioConcentratieFactor voor groenten — 19
 - 2.1.4 Bepaling representatieve BioConcentratieFactor (BCF) — 20
- 2.2 Afleiding generieke en gebiedsgerichte humane risicogrenswaarde grond — 23
 - 2.2.1 Generieke humane risicogrens — 23
 - 2.2.2 Gebiedsgerichte humane risicogrens — 24
- 2.3 Afleiding humane risicogrenzen grondwater — 24

3 Ecologische risicogrenzen — 27

- 3.1 Ecologische risicogrenzen voor grond — 27
 - 3.1.1 Ecologische risicogrenzen op HC50 niveau — 27
 - 3.1.2 Ecologische risicogrenzen op ER(HC50)-niveau en MTR(HC5)-niveau — 28
- 3.2 Ecologische risicogrenzen grondwater — 28
 - 3.2.1 Ecologische risicogrenzen op HC50-niveau — 28
 - 3.2.2 Ecologische risicogrens op MTR (HC5)-niveau — 29
- 3.3 Risicogrens doorvergiftiging (indirecte toxiciteit) grond — 30
 - 3.3.1 Toxiciteit voor vogels en zoogdieren — 30
 - 3.3.2 Risicogrenzen in wormetende dieren — 31
 - 3.3.3 Risicogrenzen in regenwormen en grond — 32

4 Integratie tot generieke risicogrenzen — 33

- 4.1 Integratie tot risicogrens op interventiewaarde grondwater — 33
- 4.2 Integratie tot risicogrens op interventiewaarde grond — 33

5 Risicogrenzen voor gebiedsspecifiek beleid — 35

- 5.1 Grond — 35
 - 5.1.1 Overzicht risicogrenzen — 35
 - 5.1.2 Integratie tot niveau van 'Maximale Waarde' Wonen en Industrie — 35
 - 5.1.3 Risicogrens grond nalevering naar het grondwater — 37
- 5.2 Grondwater — 37

6 Conclusies — 39

Referenties — 41

Lijst met afkortingen – 47

Bijlage I - Zoogdier en vogel toxiciteitsgegevens – 49

Bijlage II - Zoogdieren en vogel accumulatie – 58

Bijlage III - Worm accumulatie – 62

Bijlage IV - Beschrijving van doorvergiftigingsmethodiek – 66

Bijlage V BioConcentratieFactor voor groenten – 69

Bijlage VI Resultaten berekening humane risicogrenzen – 77

Samenvatting

Bij Chemours in de gemeente Dordrecht is sprake van een bodemverontreiniging met PFOA (perfluorooctaan-1-zaur). Deze verontreiniging is naar verwachting in de jaren '70 ontstaan en kan dus gezien worden als een historische bodemverontreiniging. De stof PFOA werd tot 2012 gebruikt bij de productie van polymeren voor het product Teflon. Gezien de aanwezigheid van deze stof in grond en grondwater heeft de Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid namens de gemeente Dordrecht het RIVM gevraagd risicogrenzen voor PFOA af te leiden ten behoeve van het bodembeleid. De gemeente Dordrecht kan op basis van deze risicogrenzen en informatie over de lokale bodemkwaliteit een locatiespecifieke aanpak van de verontreinigingen bepalen of gebiedsspecifiek beleid maken.

Om tot risicogrenzen voor het bodembeleid te komen is een generieke aanpak gevolgd volgens de methodiek van de interventiewaarde bodem, waarbij rekening gehouden wordt met blootstelling van mens en milieu vanuit grond en grondwater. Naast de generieke risicogrenzen zijn risicogrenzen afgeleid die gebruikt kunnen worden bij het gebiedsspecifiek beleid. Hiertoe zijn zowel humaan-toxicologische als ecotoxicologische risicogrenzen afgeleid. Dit is gedaan voor de kwaliteit van grond en grondwater. De afgeleide risicogrenzen zijn uitgewerkt voor verschillende gebruiksscenario's en opgenomen in Tabel A.

De afleiding van generieke risicogrenzen houdt rekening met de potentiële blootstelling van de mens aan verontreinigingen in de bodem en met de potentiële directe blootstelling van planten en dieren. Voor de mens wordt gebruik gemaakt van het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) voor inname, waaronder geen gevaar bestaat voor de gezondheid bij levenslange blootstelling op dat niveau. Om tot een generieke risicogrens voor grond te komen wordt, via het standaard blootstellingsscenario 'wonen met tuin', het niveau berekend waarbij het MTR niet wordt overschreden als gevolg van blootstelling vanuit de bodem (grond en grondwater). De risicogrens voor grondwater wordt bij deze methodiek afgeleid op basis van hetzelfde blootstellingsscenario én een risicogrens gebaseerd op het (potentieel) direct (ongezuiverd) levenslang consumeren van 2 liter grondwater per dag als drinkwater. (Ad hoc) Interventiewaarden zijn bedoeld om, in geval van overschrijding, na te gaan in hoeverre er locatiespecifiek daadwerkelijk sprake is van actuele risico's voor mens en milieu. Het bevoegd gezag beslist over de aanpak van de verontreiniging, wanneer locatiespecifieke risico's niet kunnen worden uitgesloten.

Voor PFOA is de generieke risicogrens voor grond gebaseerd op de humane risicogrens (674 µg/kg ds), omdat de ecologische risicogrens voor directe toxiciteit (50000 µg/kg ds) hoger en dus minder kritisch is. De generieke risicogrens voor grondwater is gebaseerd op het potentieel direct gebruik van 2 liter ongezuiverd grondwater als drinkwater per dag bij levenslange blootstelling (0,39 µg/L), omdat de humane risicogrens voor het scenario 'wonen met tuin' (98 µg/L) en de ecotoxicologische risicogrens voor directe toxiciteit (7000 µg/L) minder kritisch zijn.

Tabel A. Alle afgeleide risicogrenzen voor grond en grondwater op basis van humane en ecotoxicologische risico's zoals opgenomen in deze rapportage. Voor toelichting zie de tekst. De onderstreepte waarden zijn generieke risicogrenzen. (n.v.t. betekent dat deze waarden voor grondwater niet van toepassing zijn)

Risicogrenzen ten behoeve van (gebiedspecifiek) beleid	Risicogrens grond $\mu\text{g}/\text{kg ds}$	Risicogrens grondwater $\mu\text{g}/\text{l}$
Humaan		
Humane risico's, scenario 'wonen met tuin'	<u>674*</u>	<u>98[#]</u>
Humane risico's, scenario wonen met moestuin	389	56 [#]
Humane risico's, scenario wonen met siertuin'	718	104 [#]
Humane risico's, scenario 'ander groen, infrastructuur en industrie'	1900	280 [#]
Humane risico's, scenario groen met natuurwaarden	4200	600 [#]
Direct gebruik grondwater als drinkwater	(2,7) ^{&}	<u>0,39**</u>
Drinkwater MTR _{gw, dw}	(0,6) ^{&}	0,0875
Ecologie		
Ecologische risico's (direct) MTR/HC5 niveau	500	30
Ecologische risico's (direct) HC50 niveau	<u>50000</u>	<u>7000</u>
Middenniveau ecologie	5000	n.v.t.
Ecologische risico's doorvergiftiging (ER)	1137	n.v.t.
Ecologische risico's doorvergiftiging (MTR/HC5)	7,0	n.v.t.
Middenniveau doorvergiftiging	89	n.v.t.

afgeleid op basis van evenwichtspartitie met organisch koolstof in standaardbodem met 10% organisch stof;

& Deze waarde is gebaseerd op evenwichtspartitie vanuit de risicogrens grondwater, respectievelijk 0,39 en 0,0875 $\mu\text{g}/\text{l}$, en is gebaseerd op een worst case benadering omdat geen rekening wordt gehouden met transport en verdunning bij uitloging van grond naar grondwater;

* tevens voorstel voor ad hoc interventiewaarde grond;

** tevens voorstel voor ad hoc interventiewaarde grondwater (gebaseerd op levenslange consumptie van 2 liter ongezuiverd grondwater per dag).

De risicogrenzen voor gebiedsspecifiek beleid zijn afgeleid volgens de methode die wordt gehanteerd voor het afleiden van Maximale Waarden voor grond binnen het Besluit bodemkwaliteit. Deze Maximale Waarden worden gebruikt ten behoeve van het bodembeheer en het grondverzet. Als onderdeel daarvan zijn ook risicogrenzen voor grond afgeleid voor doorvergiftiging naar vogels en zoogdieren. Voor grondwater is deze route niet relevant. Deze indirecte effecten zijn kritischer dan directe ecotoxicologische effecten. Aangezien PFOA niet genormeerd is in het Besluit bodemkwaliteit, kan de gemeente de afgeleide risicogrenzen in deze rapportage gebruiken om, indien gewenst, gebiedsspecifiek beleid te maken voor het bodemgebruik en het grondverzet. Het beoogd gebruik en de lokale ambities bepalen onder meer welke keuzes worden gemaakt.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en doel

De Omgevingsdienst Zuid-Holland Zuid heeft namens de gemeente Dordrecht het RIVM gevraagd risicogrenzen voor PFOA (perfluorooctaanzuur) af te leiden ter ondersteuning van de aanpak van verontreinigingen met deze stof in Dordrecht. De vraag betreft het afleiden van risicogrenzen voor PFOA in grond en grondwater, die gebruikt kunnen worden voor het vaststellen van beleidsmatige kwaliteitswaarden of normen.

In 2005 heeft Chemours bij de Omgevingsdienst Zuid Holland Zuid gemeld dat er, behalve vele andere verontreinigingen, sprake is van een bodemverontreiniging met PFOA. Deze verontreiniging is naar verwachting in de jaren '70 ontstaan, eveneens ter plaatse van de polymeerfabrieken aan de noordzijde van de locatie. De stof PFOA werd tot 2012 gebruikt bij de productie van polymeren.

De verontreiniging met PFOA bevindt zich in de ophooglaag en in het 1e watervoerend pakket binnen de grenzen van de reeds bekende grondwaterverontreinigingen. Deze verontreiniging wordt momenteel beheerst. Uit de beschrijving leiden we af dat het gaat om een historische verontreiniging en deels mogelijk om een nieuwe verontreiniging (in de zin van de Wbb van voor en na 1987).

Het doel van deze rapportage is de volgende risicogrenzen af te leiden:

- Generieke risicogrenzen voor grond en grondwater volgens de interventiewaardenmethodiek op basis van humane en ecologische risicogrenzen. Die hieruit volgende getallen kunnen tevens als een voorstel voor een ad hoc Interventiewaarde worden gebruikt. Ad hoc Interventiewaarden zijn niet formeel vastgesteld en hebben daarom geen wettelijke status voor andere gevallen van verontreiniging (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013) maar kunnen wel worden gebruikt ter ondersteuning van (lokale) besluitvorming.
- Locatiespecifieke of gebiedsspecifieke risicogrenzen voor grond en grondwater voor de genoemde locatie toegespitst op de bestemming wonen en industrie, rekening houdend met de relevante blootstellingsroutes.

De uitgangspunten voor de laatste zijn in overleg met de opdrachtgever bepaald.

De afgeleide risicogrenzen voor PFOA kunnen ondersteuning geven bij nadere keuzes rond de aanpak van de verontreiniging in grond en grondwater rond de locatie van DuPont/Chemours. Omdat het (deels) gaat om een verontreiniging van voor 1987, kunnen de risicogrenzen als een voorstel voor een ad hoc interventiewaarde worden gezien. Deze waarden kunnen gebruikt worden om te bepalen of en waar sanering van bodem en grondwater op basis van risico's gewenst is. Het bevoegd gezag kan, mede op basis hiervan, de saneringsnoodzaak en saneringsdoelstelling vaststellen.

1.2 Aanpak en werkwijze

Ten eerste zijn voor PFOA generieke risicogrenzen afgeleid volgens de methodiek van interventiewaarden afleiding (Lijzen e.a., 2001) (fase 1). In deze fase zijn risicogrenzen voor de mens en het ecosysteem afgeleid volgens de interventiewaarden methodiek en zijn de elementen voor gebiedsspecifieke (of locatiespecifieke) risicogrenzen verkend.

Ten tweede zijn gebiedsspecifieke risicogrenzen bepaald die rekening houden met het actuele bodemgebruik. Hierbij was de methodiek voor het afleiden van maximale waarden voor grond conform het Besluit bodemkwaliteit (Bbk) met verschillende bodemfuncties een belangrijke basis (Dirven-van Breemen, 2007) (fase 2). Daarbij zijn in overleg met de opdrachtgever de uitgangspunten voor de locatiespecifieke gegevens bepaald, zoals het bodemgebruik van de locatie en aanwezigheid van oppervlaktewater. Er worden risicogrenzen afgeleid die door het bevoegd gezag gebruikt kunnen worden voor het bepalen van een saneringsdoelstelling (grond en grondwater) en gebiedsgericht beleid, bijvoorbeeld voor hergebruik van grond binnen het bodemgebruik wonen en industrie.

In 2014 zijn in een adviesrapport (Environ, 2014) voorstellen gedaan voor interventiewaarden bodem en grondwater voor PFOA. Intussen zijn nieuwe toxicologische gegevens beschikbaar gekomen (Zeilmaker e.a., 2016) en zijn in deze rapportage de meest recente stoffeigenschappen gebruikt. Er wordt niet specifiek ingegaan op de verschillen in de resultaten.

1.3 Uitwerking generieke en gebiedsspecifieke risicogrenzen grond en grondwater

Voor het afleiden van generieke risicogrenzen is afgesproken interventiewaardenmethodiek te gebruiken. Hierbij maken we onderscheid in grond en grondwater. Deze 'interventiewaardenmethodiek' is voor humane risico's gebaseerd op het voorkomen van effecten en voor ecologische risico's op het voorkomen van ernstige effecten. In de uitwerking worden eerst de humane risicogrenzen en daarna de ecologische risicogrenzen afgeleid. In hoofdstuk 4 zijn de genoemde elementen geïntegreerd tot generieke risicogrenzen.

Om het voor het bevoegd gezag mogelijk te maken gebiedsspecifieke doelen of risicogrenswaarden vast te stellen, zijn humane risicogrenzen afgeleid voor verschillende bodemgebruiksfuncties via bestaande humane blootstellingsscenario's. Voor de ecotoxicologische risico's zijn naast risicogrenzen voor directe effecten ook risicogrenzen voor doorvergiftiging afgeleid. In hoofdstuk 5 worden zowel de humane risicogrenzen als de ecotoxicologische risicogrenzen gepresenteerd .

1.4 Risicogrenzen voor grond

Voor grond wordt er verschil gemaakt tussen risicogrenzen volgens de interventiewaardenmethodiek en voor geschiktheid voor gebruik (maximale waarden-methode voor wonen of industrie conform het Bbk). De eerste is primair een trigger voor nader onderzoek voor sanering. De tweede is het niveau waarbij de bodemkwaliteit duurzaam geschikt

wordt geacht voor het huidige of beoogde gebruik. Voor grond zullen de hierna genoemde humane en ecotoxicologische risicogrenzen worden geïntegreerd tot één generieke risicogrens voor grond en grondwater (hoofdstuk 4) en tot gebiedsspecifieke waarden (hoofdstuk 5).

De generieke humane risicogrens wordt afgeleid volgens de interventiewaardenmethodiek (Lijzen et al, 2001). Voor de toxiciteit van PFOA voor de mens is begin 2016 een herziene acceptabele inname voor de mens afgeleid (Zeilmaker e.a., 2016). Deze waarde is een basis voor de in deze rapportage afgeleide humane risicogrenzen voor grond en grondwater. Op basis van deze nieuwe MTR-humaan zullen met het humane blootstellingsmodel CSOIL (Brand et al., 2007) kwaliteitswaarden worden afgeleid.

Ecotoxicologische risicogrenzen worden ook afgeleid de volgens de interventiewaardenmethodiek. Dit betekent dat er daarvoor een ernstig risiconiveau (ER) voor directe toxiciteit wordt afgeleid. Bij de methode voor afleiding van waarden voor de geschiktheid voor gebruik wordt, naast directe toxiciteit, ook indirecte toxiciteit (doorvergiftiging) betrokken.

Doorvergiftiging (indirecte toxiciteit) is voor de stof PFOA een gevoelige route, omdat het sterk accumuleert. De in REACH- en OECD-kader aanwezige dossiers over PFOA zijn gebruikt voor de data. Er is geen nadere evaluatie gedaan van deze gegevens.

Aangezien het lijkt te gaan om een relatief mobiele stof, is het voor duurzame geschiktheid gewenst om na te gaan bij welke bodemconcentratie een te hoge nalevering van PFOA naar grondwater kan optreden. Daarom wordt kort beschouwd of de afgeleide waarde voor bodem, gezien mogelijke nalevering, een veilige waarde met het oog op uitspoeling naar grondwater.

1.5 Risicogrenzen grondwater

Ten eerste wordt een generieke risicogrens voor grondwater afgeleid volgens de interventiewaarden methodiek. De generieke interventiewaarde- is de laagste waarde van 1) een risicogrens voor de mens op basis van het blootstellingsmodel CSOIL, 2) de risicogrens voor de directe consumptie van grondwater als drinkwater, en 3) het ecotoxicologische Ernstige Risico (ER_{eco}).

Net als voor grond wordt op basis van het humane Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) en blootstellingsmodel CSOIL een risicogrens voor grondwater berekend.

Aanvullend hierop wordt een humaan-toxicologische waarde afgeleid voor het direct gebruik van grondwater als drinkwater, die is gebaseerd op het kunnen consumeren van grondwater. Hierbij is uitgegaan van 100% opvulling van de humane MTR door drinkwaterconsumptie. Aanvullend is ook de WHO-methode gebruikt, die internationaal wordt gehanteerd voor kwaliteit van drinkwater. Daarbij wordt 80% van de humane MTR gereserveerd voor blootstelling uit andere bronnen, en daardoor wordt 20% van de humane MTR toegerekend aan de blootstelling via het consumeren van 2 liter drinkwater.

Het ecotoxicologische risico wordt voor de generieke risicogrens afgeleid op het Ernstig Risiconiveau ($ER_{\text{eco, water}}$) voor directe toxiciteit. Aanvullend wordt ook het Maximaal Toelaatbaar Risico niveau voor directe toxiciteit ($MTR_{\text{eco, water}}$) afgeleid. Hiervoor is gebruik gemaakt van een recent (2015) in Italië uitgevoerde normafleiding voor PFOA volgens de KRW-methodiek. De door Italië gebruikte literatuurdata zijn verzameld en geïnterpreteerd. Er is daarnaast geen uitgebreid aanvullend literatuuronderzoek gedaan voor water.

1.6 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op de generiek humane risicogrenzen voor grond en grondwater en humane risicogrenzen voor bepaalde typen van bodemgebruik. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de generieke ecologische risicogrenzen voor grond en grondwater en de gebiedsgerichte risicogrenzen. Hoofdstuk 4 integreert de waarden tot een voorstel voor een ad-hoc interventiewaarde en hoofdstuk 5 gaat in op de kwaliteitswaarden per type bodemgebruik. Hoofdstuk 6 sluit af met conclusies.

2 Humane risicogrenzen

Dit hoofdstuk behandelt de afleiding van de humane risicogrenzen. Eerst wordt ingegaan op de basisgegevens die nodig zijn voor de humane risicogrenzen. Daarna wordt ingegaan op de opname van PFOA door gewassen. In paragraaf 2.2 worden de humane risicogrenzen voor PFOA voor grond afgeleid met behulp van het blootstellingsmodel CSOIL en vervolgens de risicogrenzen voor grondwater 2.3.

2.1 Generieke risicogrens humaan

De humane risicogrens in de methodiek voor interventiewaarden is het gehalte waarbij – voor het bodemgebruik wonen met tuin – de berekende blootstelling gelijk is het Maximaal Toelaatbaar Risiconiveau voor de mens.

De humane risicogrens voor het standaardbodemgebruik 'Wonen met tuin' wordt afgeleid conform de uitgangspunten uit de evaluatie Interventiewaarden 2001 (Lijzen et al., 2001). Deze methode is gebruikt voor het afleiden van de interventiewaarden bodemsanering, zoals vastgelegd in de Circulaire bodemsanering (2013).

2.1.1 *Humane MTR*

De TDI van 12,5 ng/kg_{LG}/dag is in 2016 afgeleid door het RIVM (Zeilmaker et al., 2016). De afleiding is gebaseerd op bestaande evaluaties van internationale organisaties uit de Verenigde Staten (US Environmental Protection Agency, Agency for Toxic Substances and Disease Registry) en Europa (European Chemicals Agency, European Food Safety Authority). Bij proefdieren zijn effecten op de lever het meest kritisch gebleken. Net als andere perfluorverbindingen, vertoont PFOA grote verschillen in bioaccumulatie tussen proefdieren en mensen. In de nieuwe afleiding van het RIVM is dit verschil meegenomen. Op basis van een acceptabel niveau in serum van 89 ng/mL (89µg/L) is de TDI vastgesteld op 12,5 ng/kg_{LG}/dag (Zeilmaker et al., 2016). Deze waarde is in lijn met de 'Reference Dose' van 20 ng/kg_{LG}/dag die door de US EPA wordt gehanteerd. Voorheen was de door EFSA vastgestelde waarde 1,5 µg/kg_{LG}/dag. De achtergrondblootstelling aan PFOA via de voeding is gering (Noorlander et al., 2011).

2.1.2 *Fysisch-chemische parameters*

De fysisch chemische parameters die nodig zijn om een blootstellingsberekening te maken in CSOIL zijn geselecteerd op basis van diverse bronnen. De gegevens zijn opgenomen in Tabel 2.1. De in de CSOIL berekening gebruikte waarden zijn vetgedrukt. De voorkeur is gegeven aan de data vanuit de HSDB-database en zoals gerapporteerd in US-EPA (2016). Hierbij moet opgemerkt worden dat de schattingen met het model Episuite voor perfluoroverbindingen mogelijk geen goede weerspiegeling geven, omdat er geen perfluor-structuren in de trainingset van Episuite zitten. Uit de gegevens komt naar voren dat het niet mogelijk is om de logK_{ow} goed te meten. Daardoor is de logK_{ow} onzeker. Dat betekent dat het beter is de opname in gewassen op basis van empirische gegevens te bepalen (zie paragraaf 2.1.3).

Om de berekening van de blootstelling aan PFOA in CSOIL te kunnen uitvoeren zijn onderstaande stoffeigenschappen nodig. Per parameter wordt dit kort toegelicht. Een deel van deze parameters zijn temperatuurafhankelijk en worden voorafgaand aan de berekening gecorrigeerd naar 10°C (bodtemperatuur). Deze correctie is bij de desbetreffende parameters aangegeven.

Molmassa. De molmassa voor PFOA is 414,09 g/mol.

Wateroplosbaarheid. De gevonden data betreffende de wateroplosbaarheid zijn vermeld in Tabel 2.1. De uiteindelijk gekozen waarde van $9,5 \cdot 10^3$ mg/L bij 25°C wordt omgerekend naar de CSOIL bodtemperatuur van 10°C.

Dampdruk. De dampdruk bij 25°C is 70 Pa. Tabel 2.1 geeft de gecorrigeerde waarde voor de CSOIL bodtemperatuur van 10°C. De temperatuurcorrectie vindt plaats op basis van de enthalpie. Omdat er geen enthalpie voor PFOA bekend is, werd hiervoor uitgegaan van een geschatte waarde van 45000 J/mol.

Henry constante. De Henry constante is de ratio tussen dampdruk en oplosbaarheid ($V_p/(S \cdot R \cdot T)$). Deze kan standaard worden berekend op basis van de oplosbaarheid en de dampdruk. De berekende waarde is: $6,63 \cdot 10^4$ (dimensieloos).

Octanol-water verdelingscoëfficiënt (K_{ow}). Experimenteel bepaalde octanol-water verdelingscoëfficiënten hebben de voorkeur boven berekende waarden. Er is besloten om met een experimenteel vastgestelde waarde van 4,81 te rekenen (US-EPA, 2016). Omdat de K_{ow} voor PFOA niet goed te bepalen en daardoor onzeker is, wordt de K_{ow} niet gebruikt voor het berekenen van opname in gewassen, maar is de opname in groenten bepaald met empirische gegevens.

Organisch koolstof genormaliseerde bodem-water verdelingscoëfficiënt (K_{oc}). Experimenteel bepaalde organisch koolstof genormaliseerde bodem-water verdelingscoëfficiënten hebben de voorkeur boven berekende waarden. In de wetenschappelijke literatuur is een experimenteel bepaalde K_{oc} -waarde voor PFOA gevonden van 2,06 L/kg (US-EPA, 2016; Higgins and Luthy, 2006).

Permeatiecoëfficiënt PE-waterleiding. Voor PFOA zijn geen diffusiewaarden door PE bekend (D_{pe}). De permeatiecoëfficiënt in CSOIL (P) is samengesteld uit partitie- (K) en diffusiecoëfficiënt (D). P ligt voor de gangbare contaminanten in de range $0,10-35 \cdot 10^{-7}$ m²/dag (Vonk, 1985). Bij gebrek aan gegevens wordt aanbevolen uit te gaan van de permeatiecoëfficiënt van een stof met een vergelijkbare structuur (van den Berg, 1997). Bij gebrek hieraan is met een default waarde van $1 \cdot 10^{-7}$ m²/d gerekend, die ook bij andere verbindingen is gebruikt. De diffusie (D) zal voor PFOA relatief gering zijn ten opzichte van de meeste gangbare contaminanten, omdat het een groot, langwerpig molecuul is en er meer energie nodig is om tussen de polymeerketens van de PE te dringen en te bewegen. De partitie (K) is moeilijk te schatten voor een dergelijke stof. PFOA lost matig op in grondwater (wel beter dan PFOS) en het is niet uit te sluiten dat er een behoorlijke

affiniteit is met de apolaire omgeving van het polyethyleen van de waterleidingbuis. Dus voor de resultante geldt:

- relatief lage D;
- mogelijk relatief hoge K;
- en dus mogelijk een P vergelijkbaar met de meer gangbare contaminanten.

Vanwege de verwachte hoge weerstand tijdens het bewegen door de polymeerlagen, wordt aangenomen dat de factor 'relatief lage D' zwaarder mee telt dan de factor 'mogelijk relatief hoge K'. Daarom wordt uitgegaan van een 'meer gemiddeld' principe en niet van een conservatieve waarde. Daarom wordt de default waarde gekozen (ter vergelijking zou ook de mediane waarde voor de beschikbare permeatiecoëfficiënten uit Vonk (1985) doorgerekend kunnen worden ($7,7 * 10^{-7} \text{ m}^2/\text{dag}$)).

Momenteel wordt een nieuw model ontwikkeld (Van der Schans et al., 2016) om de permeatie te berekenen op basis van twee deelprocessen. Deze processen zijn partitie tussen grondwater en polyethyleen en diffusie door polyethyleen. Het model is gebaseerd op *Low Density Polyethyleen* (LDPE). Voor de berekening van de partitie is een octanol-water verdelingscoëfficiënt (K_{ow}) benodigd en voor PFOA is geen betrouwbare waarde voor de K_{ow} beschikbaar. Bovendien bleek de betrouwbaarheid van de modelberekeningen in de validatie in Van der Schans et al. (2016) beperkt.

Tabel 2.1 Overzicht van stofgegevens voor PFOA. De geselecteerde waarden die zijn gebruikt voor afleiding van de humane risicogrenzen zijn weergegeven in 'vet'.

Parameter	Eenheid	Waarde	waarde gecorrigeerd voor 10 °C (bodem)	Bron
Cas nummer ^a		335-67-1		
Molmassa (M)	g/mol	414,07 414,09	414,07	Episuite, 2016; ECHA database; Concawe, 2016. US-EPA, 2016 (HSDB, 2012);
Oplosbaarheid (S)	mg/L bij 25 °C	9,5*10³ 3,4-9,5*10 ³ 2290 (bij 24°C) 3300 4340 (bij 24.1°C) 0.48 (QSAR log Kow) 0.0021 (QSAR fragments)	7,09*10 ³	US-EPA, 2016 Concawe, 2016 (HSDB, 2012) (HSDB, 2012) (HSDB, 2012) EpiSuite EpiSuite

Parameter	Eenheid	Waarde	waarde gecorrigeerd voor 10 °C (bodem)	Bron
Dampspanning (Vp)	Pa bij 25 °C	70 128 4-1300 19.3 (QSAR) 70 (EXP)	26,76	US-EPA, 2016 (HSDB, 2012) US-EPA, 2016 (ATSDR, 2015) Concawe, 2016 EpiSuite EpiSuite
logK _{ow}	[-]	Not measurable 5.3 4.81	4,81	US-EPA, 2016 Concawe, 2016 EpiSuite/ (HSDB, 2012)
logK _{oc}	L/kg	2.06 1.31-2.35 4.419 (QSAR MCI method) 2.816 (QSAR Kow method)	2,06	US-EPA, 2016 (Higgins and Luthy, 2006) Concawe, 2016 EpiSuite
pKa	-	2.8 1.30 -0.5 to 4.2 -0.16-3.8	2,8	US-EPA, 2016 (HSDB, 2012) HSDB, 2012 HSDB, 2012 Concawe, 2016
Dpe	m ² /dag	1*10⁻⁷		Vonk, 1985; Van de Berg 1997
Henry constante	Pa·m ³ /mol	9.20E+003 (Exp) 1.663E+004 (berekend) 9.08*10 ⁻² (atm-cu m/mol at 25° C (est))	n.v.t.	EpiSuite EpiSuite HSDB, 2012
Toelaatbare Dagelijke Inname (TDI)	µg/kg lg/d	0,0125		Zeilmaker e.a., 2016
BCF _{bladgewas}	(µg/kg _{versgewicht} ht)/ (µg /kg _{drooggewicht}) ^a	0,035		Zie paragraaf 2.1.3 en 2.1.4
BCF _{knolgewas}	(µg /kg _{versgewicht})/ (µg /kg _{drooggewicht}) ^a	0,012		

^aCasnr van lineair PFAS

^bBerekend uit gemiddelde gerapporteerde gehalten opgenomen PFOA, zie toelichting in tekst

2.1.3 *BioConcentratieFactor voor groenten*

Aanpak

In deze paragraaf worden representatieve BioConcentratieFactoren (BCFs) voor PFOA afgeleid. Hierbij wordt geen aandacht besteed aan processen als biobeschikbaarheid in de bodem, opname in de plantenwortel en transport binnen de plant. Standaard wordt in CSOIL voor organische stoffen een BCF berekend op basis van een K_{ow} (partiticoëfficiënt octanol-water). Het resultaat is een concentratie in groente gedeeld door een concentratie in het *poriewater*. Voor PFOA is echter geen betrouwbare K_{ow} beschikbaar. Bovendien is de berekening van het PFOA-gehalte in poriewater lastig voor dergelijke amfifiele stoffen (Moermond, et al., 2010). De bepaling van de BCF voor PFOA vindt daarom plaats op basis van gemeten PFOA-gehalten in groenten en *grond*, verkregen via literatuuronderzoek. Als gevolg wordt de BCF anders dan voor andere organische stoffen in CSOIL uitgedrukt op basis van PFOA-gehalte in de grond en niet op basis van het PFOA-gehalte in poriewater.

Afleiding relevante BCF-waarden

In totaal werden 24 studies geïdentificeerd waarin opname van PFOA in gewassen werd beschouwd. Daaruit werden voor verdere evaluatie acht studies geselecteerd, waarvan de complete dataset en experimentele condities beschreven waren. Deze acht studies bevatten gemeten PFOA-gehalten in voor de mens eetbare delen van gewassen die in (moes)tuinen worden verbouwd ('groenten'), maar ook gemeten PFOA-gehalten in granen, veevoederproducten en niet eetbare delen van groenten. In eerste instantie worden in deze studie alleen de data voor PFOA-gehalten in groenten beschouwd. Pas als blijkt dat er onvoldoende gegevens beschikbaar zijn, kan gebruik worden gemaakt van data voor PFOA-gehalten in de overige gewassen. Daarom blijft de studie van Zhao et al., 2013 in eerste instantie buiten beschouwing, omdat deze zich alleen op tarwe richtte. De overige zeven studies bevatten gegevens over de accumulatie van PFOA in groenten, waarbij de groenten werden geteeld in een 'bodemachtige matrix'. Met 'bodemachtige matrix' wordt een matrix bedoeld die primair uit bodemmateriaal bestaat, maar toevoegingen kan hebben, zoals afval, zuiveringsslib, kwarts of compost. Het zijn alle zeven studies die in de gematigde streken zijn uitgevoerd. Er is hierbij geen verschil gemaakt voor wat betreft studies die in het veld zijn uitgevoerd of in potten. In bijlage V zijn de karakteristieken van de zeven studies, alsmede de berekende BCFs geresumeerd.

Per groente en zeker per experiment zijn te weinig data om de statistische verdeling van de BCFs te kunnen bepalen. In de meeste gevallen is een BCF eerder log-normaal dan normaal verdeeld (zoals bijvoorbeeld Fragoulis et al. (2011) constateerden voor BCFs voor het fungicide quinoxifen in regenwormen). Daarom ligt het combineren van BCFs op basis van een geometrisch gemiddelde het meest voor de hand, zowel voor het combineren van individuele BCFs voor een specifieke groente als voor het combineren van BCFs voor specifieke groenten binnen een gewasgroep. De representatieve waarden voor de BCFs van PFOA gebaseerd op geometrische gemiddelde waarden komen iets lager uit dan die gebaseerd op rekenkundig gemiddelde waarden.

Uit deze analyse is te concluderen dat er voldoende gegevens zijn voor eetbare delen van planten en er derhalve geen meerwaarde is om PFOA-gehalten in granen, veevoederproducten en niet eetbare delen van groenten in de beschouwing mee te nemen.

2.1.4 *Bepaling representatieve BioConcentratieFactor (BCF)*

De berekening van representatieve BCFs is weergegeven in Tabel 2.2. In deze tabel zijn de gemiddelde BCF-waarden voor PFOA weergegeven voor een aantal specifieke groenten, zoals opgenomen in Bijlage V BioConcentratieFactor voor groenten. Daar zijn ook de weegfactoren in een tabel weergegeven, zowel voor individuele groenten als voor de gewasgroepen.

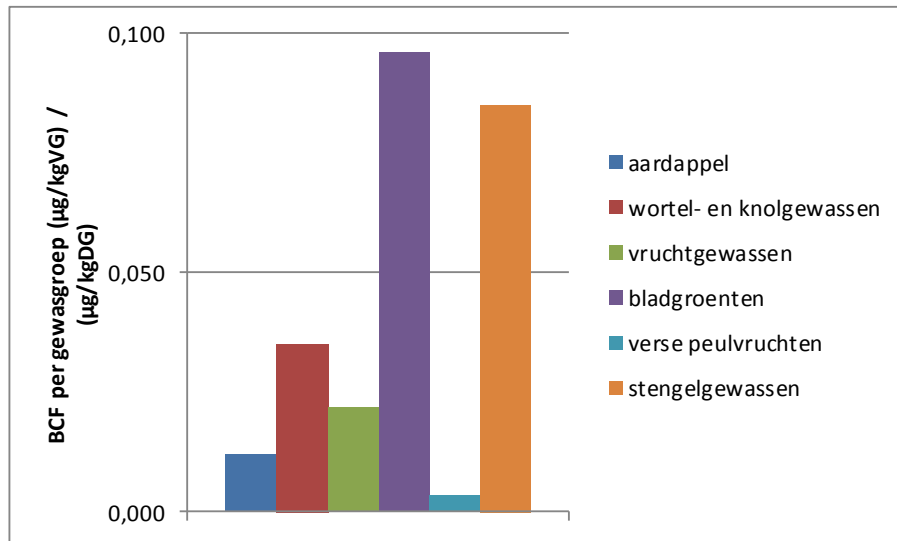
Er is een verschil gemaakt tussen een representatieve BCF voor aardappel en voor 'overige groenten'. Dit is nodig, omdat de bijdrage via consumptie van zelf geteelde aardappelen en van zelf geteelde 'overige groenten' kan verschillen per scenario.

De berekening van representatieve BCFs is weergegeven in Tabel 2.2. In deze tabel zijn de gecombineerde BCF-waarden voor PFOA weergegeven voor een aantal specifieke groenten, zoals afgeleid in paragraaf 2.1.3. De BCFs zijn gegeven voor combinatie op basis van rekenkundig en geometrisch gemiddelden. Tevens zijn de weegfactoren in deze tabel weergegeven, zowel voor individuele groenten als voor de gewasgroepen. Deze zijn ontleend aan Versluijs en Otte (2001). Voor pompoen en selderij ontbreekt een weegfactor in Versluijs en Otte (2001). Daarom is voor pompoen dezelfde waarde genomen als voor meloen. Voor selderij wordt dezelfde waarde genomen (0,4%) als die voor de gehele gewasgroep stengelgroenten.

Tabel 2.2 Berekening van representatieve BCFs voor PFOA. In vet staan de gebruikte representatieve BCFs, gebaseerd op geometrisch gemiddelden.

Gewasgroep	Groente	Consumptie-gerelateerde		BCF ($\mu\text{g}/\text{kg vg}$) / ($\mu\text{g}/\text{kg dg}$)			
		wegingsfactor (-)		Groente	Gewas- groep	Groente	Gewas- groep
		Groente	Gewas- groep	Reken- kundig gemid.	Reken- kundig gem.	Geo- metrisch gem.	Geo- metrisch gem.
1. Aardappel	aardappel	61,6	61,6	0,013	0,013	0,012	0,012
2. wortel- en knolgewassen	wortelen	3,4	5,1	0,041	0,041	0,035	0,036
	radijs	0,05		0,044		0,044	
3. Bolgewassen	ontbreekt	-	7,7	ontbreekt	ontbreekt	ontbreekt	ontbreekt
4. Vrucht- gewassen	komkommer	0,6	5	0,029	0,024	0,029	0,022
	pompoen	0,5		0,15		0,14	
	tomaat	3,2		0,0036		0,0019	
5. Kolen	ontbreekt	-	7,6	ontbreekt	ontbreekt	ontbreekt	ontbreekt
6. Bladgroenten	sla	0,8	4,4	0,11	0,11	0,096	0,096
7. verse peulvruchten	snijboon	0,6	6,9	0,0033	0,0033	0,0033	0,0033
8. Bonen	ontbreekt	-	1,2	ontbreekt	ontbreekt	ontbreekt	ontbreekt
9. Stengel- gewassen	selderij	0,4	0,4	0,085	0,085	0,085	0,085
alle groenten:			99,9				
Representatieve BCF PFOA aardappel: groep 1		($\mu\text{g}/\text{kgvg}$)/ ($\mu\text{g}/\text{kg dg}$)			0,013		0,012
Representatieve BCF PFOA 'overige groenten': groep 2 t/m 9		($\mu\text{g}/\text{kgvg}$)/ ($\mu\text{g}/\text{kg dg}$)			0,039		0,035

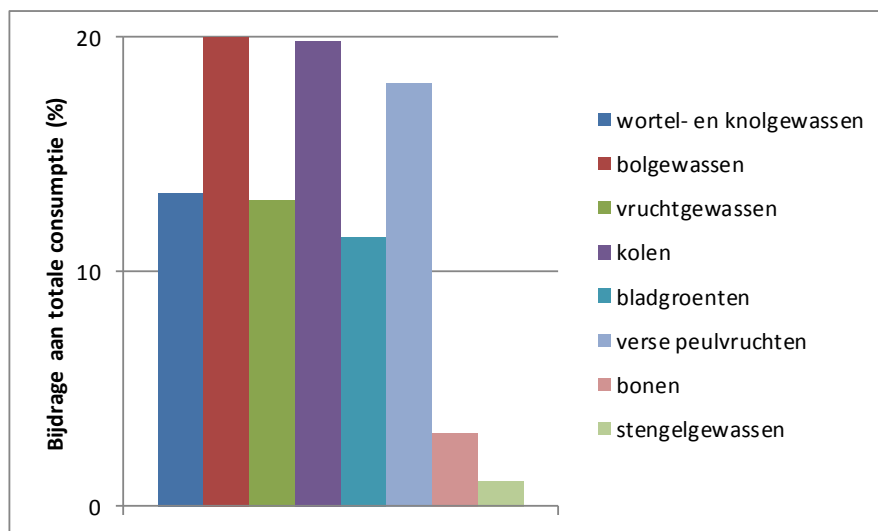
Omdat er voor een beperkt aantal groenten BCF-waarden voor PFOA beschikbaar zijn en de accumulatie in planten doorgaans niet veel verschilt binnen een gewasgroep, is de beschikbare BCF-waarde voor een specifieke groente representatief beschouwd voor de gehele gewasgroep waartoe de groente behoort. Als er voor meerdere groenten binnen een gewasgroep BCF-waarden ter beschikking zijn (wortel- en knolgewassen en vruchtgewassen), is het consumptiehoeveelheid-gewogen gemiddelde van de BCFs van deze groenten genomen als BCF voor de gehele gewasgroep. In Figuur 2.1 zijn de BCFs per gewasgroep opgenomen. Hieruit is te concluderen dat de BCF afneemt in de volgorde bladgroenten > stengelgewassen >> wortel – en knolgewassen > vruchtgewassen > aardappel >> verse peulvruchten.



Figuur 2.1 BCFs per gewasgroep

Vervolgens is een representatieve BCF voor 'overige groenten' berekend als een consumptiehoeveelheid-gewogen gemiddelde, berekend op basis van de consumptiehoeveelheden *per gewasgroep*. De gewasgroepen waarvan meer geconsumeerd wordt, wegen dus zwaarder mee in de bepaling van het representatieve PFOA-gehalte in 'overige groenten'. Hierbij is gebruik gemaakt van de geometrische gemiddelden uit Tabel 2.2.

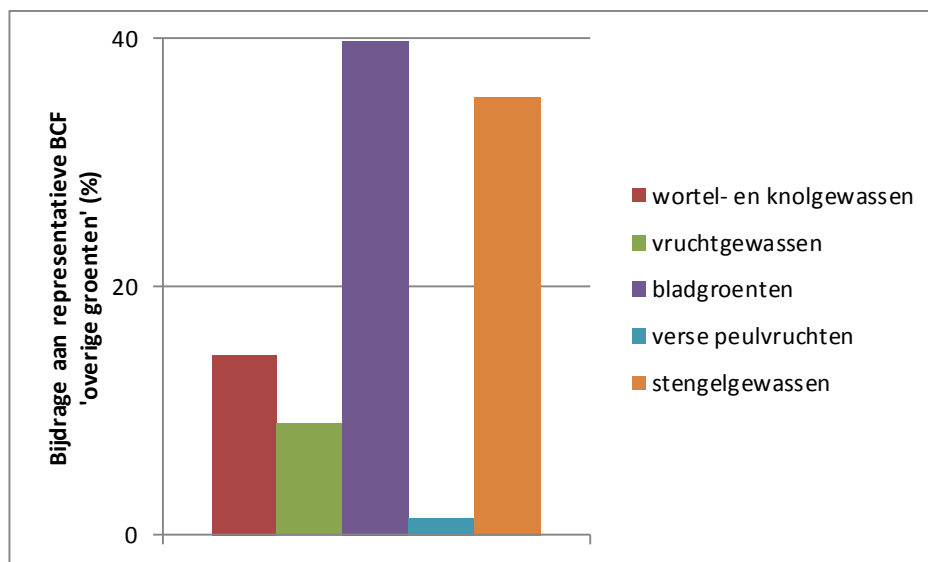
In Figuur 2.2 is de bijdrage per gewasgroep aan de totale consumptie te zien (inclusief de gewasgroepen, waarvoor geen data voor PFOA beschikbaar zijn). Hieruit is te concluderen dat de meeste gewasgroepen een grote bijdrage aan de totale consumptie leveren, behalve bonen en stengelgewassen. Een tekortkoming in de berekening van de BCF voor PFOA is daarom het gebrek aan data voor groenten behorend bij de bolgewassen en kolen.



Figuur 2.2 Bijdrage per gewasgroep aan de totale consumptie

De representatieve BCF voor PFOA voor aardappel is direct uit Tabel 2.2 af te lezen en bedraagt $0,012 (\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{vg}}) / (\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{dg}})$. De representatieve BCF voor PFOA voor 'overige groenten' wordt bepaald door de BCF-waarden van de verschillende groenten op zinvolle wijze te combineren, op basis van de bijdrage aan de totale consumptie. Hieruit volgt een waarde van $0,035 (\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{vg}}) / (\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{dg}})$.

De bijdrage van de BCFs per gewasgroep aan de representatieve BCF voor 'overige groenten' is weergegeven in Figuur 2.3. Hieruit is te concluderen dat de bladgroenten en stengelgewassen de belangrijkste bijdrage leveren aan de representatieve BCF voor 'overige groenten'. Wortel- en knolgewassen en vruchtgewassen dragen in mindere mate bij aan de representatieve BCF voor 'overige groenten' en de verse peulvruchten vrijwel helemaal niet. Bolgewassen, kolen en bonen dragen bij gebrek aan data voor PFOA niet bij aan de representatieve BCF.



Figuur 2.3 Bijdrage van de BCFs per gewasgroep aan de representatieve BCF voor 'overige groenten'

2.2 Afleiding generieke en gebiedsgerichte humane risicogrenswaarde grond

2.2.1 Generieke humane risicogrens

Op basis van bovenstaande gegevens is met het blootstellingsmodel CSOIL (Brand et al., 2007) en alle parameters uit de voorgaande paragrafen een humane risicogrens afgeleid voor het standaardbodemgebruik 'wonen met tuin'. Het scenario 'wonen met tuin' wordt standaard gebruikt bij de afleiding van de interventiewaarde grond. Dit gaat om een risicogrens bij levenslang gemiddelde blootstelling vanuit alleen grond en grondwater.

De afgeleide humane risicogrens in grond is $674 \mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ds}}$. In bijlage VI zijn de resultaten opgenomen in een uitdraai van CSOIL. Hieruit blijkt een relatieve bijdrage van de blootstelling via grondingestie van 7%, via gewasconsumptie uit eigen tuin van 6%, via inhalatie van binnenlucht 72%, en via drinkwaterconsumptie (via permeatie van drinkwaterleidingen) van 11%.

2.2.2 *Gebiedsgerichte humane risicogrens*

In de methodiek van de afleiding van Maximale Waarden (zie Dirven van Breemen, 2007) wordt een humane risicogrens afgeleid voor verschillende bodemgebruikscenario's. Om inzicht te geven in de bandbreedte bij verschillend bodemgebruik zijn alle beschikbare scenario's doorgerekend. In Tabel 2.3 is aangegeven welke blootstellingsroutes per scenario relevant zijn.

Op basis van CSOIL berekeningen voor deze scenario's zijn de risicogrenzen afgeleid zoals opgenomen in Tabel 2.4. Hierbij is rekening gehouden met alleen blootstelling vanuit grond en grondwater. Achtergrondblootstelling vanuit andere bronnen (voeding) is naar verwachting gering (Noorlander et al., 2011). In bijlage VI staan de resultaten files van CSOIL per scenario. Met deze gegevens kunnen op basis van de methodiek voor afleiding van Maximale Waarden gebiedsspecifieke waarden afgeleid worden (zie hoofdstuk 5).

Uit de resultaten kan afgeleid worden dat 'wonen met moestuin' het meest gevoelige gebruik is (389 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ds}}$), maar doordat gewassen PFOA niet heel sterk opnemen scheelt het nog geen factor 2 met de waarde voor wonen met siertuin (718 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ds}}$). Voor het bodemgebruik 'Industrie' is een waarde van 1900 $\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{ds}}$ afgeleid. Deze minder kritische waarde komt vooral door de lagere grondingestie bij dit bodemgebruik.

Tabel 2.3 Bodemgebruiksscenario's voor humane blootstelling

Bodemgebruiksscenario	Blootstellingsroutes			
	Gewas-consumptie uit eigen tuin	grondingestie	Inhalatie van binnenlucht	Drinkwater leidingen
Wonen met tuin ('standaard scenario interventiewaarde')	10%	100%	ja	ja
Ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie	Geen	20 %	Ja	Ja
Wonen met moestuin	100% groente 50% aardappel	100%	Ja	Ja
Wonen met siertuin (of 'plaatsen waar kinderen spelen')	Geen	100%	Ja	Ja
Groen met natuurwaarden	geen	20%	nee	ja

2.3 Afleiding humane risicogrenzen grondwater

De generieke humane risicogrens voor grondwater is gebaseerd op:
 1) de kritische (porie)waterconcentratie die wordt afgeleid met CSOIL en
 2) een concentratie in grondwater voor direct gebruik van grondwater als drinkwater.

1) De waarde in de (porie)waterfase die is afgeleid op basis van CSOIL (zie paragraaf 2.2) is 98 $\mu\text{g}/\text{L}$. Deze waarde wordt net als voor bodem afgeleid met CSOIL. Binnen CSOIL wordt evenwicht verondersteld tussen de vaste fase en de waterfase.

2) Voor het afleiden van een risicogrens op volgens de interventiewaardenmethodiek wordt uitgegaan van alleen blootstelling

vanuit grondwater als drinkwater en niet vanuit andere bronnen dan de verontreinigde grond en grondwater. De bijdrage van grondwater aan drinkwater wordt dan 100% verondersteld. Dit leidt dan tot de volgende risicogrens voor grondwater. Rekening houdend met levenslange blootstelling wordt, gewogen over kind (0-6jr) en volwassene (6-70 jr), een maximale concentratie van 0,39 µg/L berekend.

Ter onderbouwing van een voorstel voor een Interventiewaarde grondwater wordt de laagste van de bovenstaande waarden en de ecologische waarde gebruikt (zie 4.1).

Aanvullend wordt hier het MTR voor grondwater genoemd als kwaliteitswaarde die gebruikt kan worden voor gebiedsgericht beleid (geschiktheid voor gebruik). Deze wordt gebruikt als kwaliteitswaarde voor de bereiding van drinkwater en wordt aangeduid als $MTR_{grw, dw}$. Het is de concentratie die ten hoogste mag voorkomen in oppervlaktewater als dat zonder zuivering wordt gebruikt voor de bereiding van drinkwater. Zeilmaker en Janssen (2016) hebben een richtwaarde voor drinkwater afgeleid van 87,5 ng/L. De berekening is gebaseerd op de acceptabele dagelijkse inname (Tolerable Daily Intake, TDI) van 12,5 ng/kg kg_{ig}/dag , een lichaamsgewicht van 70 kg, een dagelijkse waterinname van 2 liter per persoon en de aanname dat drinkwater ten hoogste voor 20% mag bijdragen aan de TDI.

Richtwaarde = $\frac{TDI \times \text{bijdrage drinkwater} \times \text{lichaamsgewicht}}{\text{consumptiehoeveelheid} (=2 \text{ L/d})}$

$$= \frac{12,5 \times 0,2 (20\%) \times 70}{2} = 87,5 \text{ ng/L}$$

De richtwaarde bedraagt 87,5 ng/L en is gebaseerd op levenslange blootstelling.

Aangezien PFOA een relatief mobiele stof is voor het bepalen van een goede bodemkwaliteit in feite een locatiespecifieke beoordeling nodig, waarbij ook de mogelijke verspreiding vanuit de grond naar grondwater wordt beschouwd. Om inzicht te krijgen in de bodemconcentraties die waarschijnlijk niet leiden tot een concentratie van het $MTR_{grw, dw}$ is via evenwichtspartitie een concentratie in grond uitgerekend van 0,6 µg/kg ds. Omdat uitloging en verdunning hierbij niet zijn betrokken, moet dit als een 'worst case' worden gezien.

Tabel 2.4 Humane risicogrenzen voor verschillende bodemgebruiksscenario's, voor het direct gebruik van grondwater als drinkwater en voor het MTR grondwater (voor toelichting zie tekst; afronding op 2 significante cijfers)

Risicogrenzen ten behoeve van gebiedsspecifiek beleid	Kwaliteitswaarde grond $\mu\text{g}/\text{kg ds}$	Kwaliteitswaarde grondwater $\mu\text{g}/\text{L}$
Generieke humane risicogrens scenario 'wonen met tuin' (CSOIL)	670*	98
Humane risicogrens, scenario 'ander groen, bebouwing, infrastructuur en industrie'	1900	280
Humane risicogrens, scenario 'wonen met moestuin'	390	56
Humane risicogrens scenario 'wonen met siertuin'	720	104
Humane risicogrens, scenario 'groen met natuurwaarden'	4200	600
Direct gebruik grondwater als drinkwater	(2,7)&	0,39**
Drinkwater $\text{MTR}_{\text{gw, dw}}$	(0,6)&	0,0875

& Deze waarde is gebaseerd op evenwichtspartitie vanuit de risicogrens grondwater, respectievelijk 0,39 en 0,0875 $\mu\text{g}/\text{l}$, en is gebaseerd op een worst case benadering omdat geen rekening wordt gehouden met transport en verdunning bij uitloging van grond naar grondwater

* tevens voorstel voor ad hoc interventiewaarde grond;

** tevens voorstel voor ad hoc interventiewaarde grondwater en gebaseerd op levenslange consumptie van 2 liter ongezuiverd grondwater per dag.

3 Ecologische risicogrenzen

In paragraaf 3.1 zijn de generieke ecologische risicogrenzen voor grond (directe toxiciteit) afgeleid. In paragraaf 3.2 wordt ingegaan op de ecologische risicogrenzen voor grondwater (directe toxiciteit). Tot slot wordt in paragraaf 3.3 ingegaan op de indirecte toxiciteit van PFOA in grond.

3.1 Ecologische risicogrenzen voor grond

3.1.1 Ecologische risicogrenzen op HC50 niveau

Het Ernstig Risiconiveau voor bodem (ER_{bodem}) is de concentratie waarbij voor 50% van de bodemorganismen een negatief effect door PFOA door directe blootstelling niet is uit te sluiten. De methodiek voor het afleiden van het ER_{bodem} staat beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). Voor dit rapport zijn gegevens verzameld van experimenten waarin de effecten van PFOA op bodemorganismen, micro-organismen en enzymatische activiteit. De gevonden studies zijn beoordeeld op betrouwbaarheid en relevantie van de eindpunten. Er is informatie gevonden voor planten (*Brassica chinensis*, chinese kool), regenwormen (*Eisenia fetida*) en enzymactiviteit (dehydrogenase en urease). Tabel 3.1 vermeldt de beschikbare waarden per soort of proces. Als er meerdere testen zijn uitgevoerd voor hetzelfde organisme en is het geometrisch gemiddelde genomen. Voor planten is er geen onderscheid tussen acute en chronische studies en voor *B. chinensis* is alleen een zevendaagse test beschikbaar. Analoot aan de praktijk voor waterorganismen, wordt de EC50 als acuut eindpunt gebruikt en de EC10 als chronisch eindpunt (EC, 2011)

Tabel 3.1 Overzicht van acute en chronische ecotoxiciteitsgegevens voor bodemorganismen en enzymatische processen. De waarden zijn in mg/kg droge grond.

Taxonomische groep/proces	Soort/proces	Criterium*	Waarde [mg/kg ds]
Planten	<i>Brassica chinensis</i>	EC50	163
Regenwormen	<i>Eisenia fetida</i>	LC50	872
Enzymactiviteit	dehydrogenase	EC50	66,2
	Urease	EC50	87,7
Planten	<i>Brassica chinensis</i>	EC10	99,8
Regenwormen	<i>Eisenia fetida</i>	NOEC	25,0

*Achterin in het rapport is een afkortingenlijst opgenomen

De auteur van de *Brassica*-studie geeft aan dat er een correlatie bestaat tussen het organisch stofgehalte van de grond en de waargenomen toxiciteit (Zhao et al. 2011). In de studie zijn vijf bodems getest en de correlatie lijkt sterk beïnvloed door één bodem met een relatief hoog organisch stofgehalte. In een studie naar het gedrag van perfluorverbindingen in water en zwevend stof (Möller, 2009) blijkt dat er geen verband is tussen de verdelingscoëfficiënt K_d en de fractie organisch koolstof. Daarom zijn de (geen-)effectconcentraties uit de bodemstudies niet genormaliseerd naar organische stofgehalte.

3.1.2 *Ecologische risicogrenzen op ER(HC50)-niveau en MTR(HC5)-niveau*
 Er zijn acute gegevens voor drie trofische niveau's, aangevuld met (chronische) NOEC- of EC10-waarden voor twee trofische niveau's. In dit geval wordt het ER_{bodem} berekend als het geometrisch gemiddelde van de chronische waarden (Van Vlaardingen en Verbruggen, 2007). Het ER_{bodem} is op basis daarvan 50 mg/kg droge grond. Bij deze combinatie van data zoals in Tabel 3.1, wordt het MTR voor bodem (MTR_{bodem}) volgens de handreiking van Van Vlaardingen en Verbruggen (2007) afgeleid door een veiligheidsfactor (extrapolatiefactor) van 50 toe te passen op de laagste waarde (25 mg/kg ds). Dit levert een MTR_{bodem} (HC5 niveau) van $25 / 50 = 0,50$ mg/kg droge grond.

Het ecologische middenniveau, die wordt gebruikt voor het afleiden van maximale waarden in het bodembeheer, is het geometrisch gemiddelde van het MTR_{bodem} en het ER_{bodem} . Dit bedraagt 5,0 mg/kg droge grond.

3.2 Ecologische risicogrenzen grondwater

Deze paragraaf gaat in op de ecologische risicogrenzen voor grondwater (directe toxiciteit) op verschillende niveaus.

3.2.1 *Ecologische risicogrenzen op HC50-niveau*
 Het ernstig risiconiveau voor grondwater ($ER_{\text{grw, eco}}$) is de concentratie waarbij voor 50% van de grondwaterorganismen een negatief effect door directe blootstelling niet is uit te sluiten. Het ER voor grondwater wordt afgeleid op basis van gegevens voor oppervlaktewater. De afleiding van het ER staat beschreven in de handleiding voor het afleiden van milieurisicogrenzen (RIVM, 2015) die als on-line versie is te vinden op de website Risico's van Stoffen¹. Het ER wordt berekend als het geometrisch gemiddelde van de chronische data.

Gegevens over de directe ecotoxiciteit van PFOA voor waterorganismen zijn verzameld in het kader van RIVM-rapport 2016-0164 (Smit et al., 2016). De gegevens zijn voor het grootste deel afkomstig uit een recente evaluatie uitgevoerd in Italië (Valsecchi et al., 2016). In Smit et al. (2016) worden gegevens voor zoet- en zoutwaterorganismen gepresenteerd. Voor het doel van het huidige rapport zijn alleen de zoetwatergegevens geselecteerd. Een overzicht van de chronische gegevens staat in Tabel 3.2. De >-waarden worden niet meegenomen in de berekening.

¹ Het onderdeel bodem is nog niet opgenomen in deze on-line handleiding, de afleiding van risicogrenzen voor bodem staat beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (2007).

Tabel 3.2 Overzicht van chronische ecotoxiciteitsgegevens van PFOA voor zoetwaterorganismen gebruikt voor afleiden $ER_{grw,eco}$ en $MTR_{grw,eco}$. Details zijn te vinden in Smit et al. (2016).

Taxonomische groep	Soort	Criterium*	Waarde [mg/L]
Blauwalgen	<i>Anabaena</i>	EC10	49,05
Algen	<i>Pseudokirchneriella subcapitata</i>	NOEC	12,5
Waterplanten	<i>Myriophyllum spicatum</i>	EC10	5,7
	<i>Myriophyllum sibiricum</i>	EC10	7,8
Kreeftachtigen	<i>Daphnia magna</i>	EC10	7,02
	<i>Moina macrocopa</i>	NOEC	3,125
Rotiferen	<i>Brachionus calyciflorus</i>	NOEC	4
Amfibieën	<i>Bufo gargarizans</i>	LC10	5,89
Vissen	<i>Danio rerio</i>	NOEC	≥ 33
	<i>Gobiocypris rarus</i>	NOEC	≥ 30
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	NOEC	40
	<i>Pseudorasbora parva</i>	LC10	11,78
	<i>Pimephales promelas</i>	NOEC	0,3

*Achterin het rapport is een afkortingenlijst opgenomen

De EC10-waarden voor de waterplanten *Myriophyllum spicatum* en *M. sibiricum* en de NOEC voor de vis *Pimephales promelas* zijn afkomstig uit zogenoemde microcosm studies. Dit zijn grotere testsystemen waarin de effecten van een stof op een levensgemeenschap kunnen worden gevolgd. Kenmerk van dit soort studies is dat de indirecte effecten als gevolg van veranderde interacties tussen organismen ook worden meegenomen. In het geval van deze planten en vissen was er echter sprake van een min of meer geïsoleerde blootstelling, waarbij potten en kooien in de microcosms waren geplaatst. Het is aannemelijk dat de waargenomen effecten zijn veroorzaakt door directe blootstelling aan PFOA. Daarom worden de resultaten meegenomen in de chronische dataset.

Er zijn gegevens voor meer dan drie taxonomische groepen en de basissoorten alg, *Daphnia* en vis zijn vertegenwoordigd in de dataset. Het geometrisch gemiddelde van de NOEC/EC10-waarden is 7,0 mg/L. Deze waarde wordt gehanteerd als $ER_{grw,eco}$.

3.2.2 Ecologische risicogrenzen op MTR (HC5)-niveau

Het MTR voor grondwater wordt bepaald door de ecologische risicogrenzen ($MTR_{grw,eco}$) en de risicogrenzen voor drinkwaterwinning ($MTR_{grw,dw}$, zie onder bij 2.3). De methode voor afleiding van het $MTR_{grw,eco}$ staat beschreven in Van Vlaardingen en Verbruggen (2007). Het is het niveau waarop als gevolg van deze stof geen effecten op ecosysteem niveau worden verwacht. Het $MTR_{grw,eco}$ wordt afgeleid op basis van de chronische milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater. In Smit et al. (2016) zijn de risicogrenzen voor zoet oppervlaktewater bepaald op basis van drie criteria:

- 1) directe ecotoxiciteit;
- 2) indirecte toxiciteit voor zoogdieren en vogels die waterdieren eten; en
- 3) toxiciteit voor mensen die visproducten eten.

De blootstellingsroute via vis is niet relevant voor grondwater, omdat die daarin niet voorkomen. Doorvergiftiging wordt wel meegenomen in de risicogrenzen voor grond (zie 3.3). De risico's voor de mens worden afgedekt door het meenemen van het criterium 'grondwater gebruikt als drinkwater' (zie 2.3). Voor het bepalen van de risicogrenzen voor grondwater wordt alleen de route directe ecotoxiciteit meegenomen. De relevante milieurisicogrens is in Smit et al. (2016) aangeduid als 'AA-QS_{fw, eco}' en is afgeleid op basis van de NOEC voor *Pimephales promelas* met een veiligheidsfactor van 10. De AA-QS_{fw, eco} bedraagt 30 µg/L, deze waarde wordt gehanteerd als MTR_{grw, eco}.

Alleen wanneer lokaal onverdund grondwater sterk bepalend is voor de oppervlaktewaterkwaliteit, kan ook gekeken worden naar de risicogrenzen voor indirecte toxiciteit.

3.3 Risicogrens doorvergiftiging (indirecte toxiciteit) grond

Voor het bepalen van gebiedspecifieke normen is het gewenst een risicogrens af te leiden voor indirecte toxiciteit als gevolg van doorvergiftiging. Deze risicogrenzen beschermen de hogere organismen die leven van prooidieren die aan PFOA zijn blootgesteld. Concreet betekent dit dat er risicogrenzen voor grond worden afgeleid die bescherming bieden aan de voedselketen van regenwormen, wormetende vogels of zoogdieren naar grotere roofvogels of roofdieren. De methode voor het afleiden van het MTR en ER voor doorvergiftiging staat beschreven in Verbruggen (2014). De methode houdt rekening met de hoeveelheid voedsel die een organisme nodig heeft om aan zijn energiebehoefte te voldoen en berekent op basis daarvan hoeveel van een stof in een regenworm 'mag' zitten zonder effecten te veroorzaken bij wormetende vogels en zoogdieren en bij de predatoren die weer van deze dieren leven.

Hiervoor zijn de volgende stappen nodig:

- 1) het verzamelen van relevante toxiciteitsgegevens voor zoogdieren en vogels;
- 2) het normaliseren van deze effectconcentraties op basis van energiegehalte van het voedsel;
- 3) het afleiden van de hoeveelheid van de stof die in wormetende vogels en zoogdieren op basis van het energiegehalte in deze voedselbronnen mag zitten en;
- 4) het terugrekenen van deze hoeveelheid in prooidieren naar een concentratie in de bodem.

De afleiding wordt hieronder stapsgewijs beschreven.

3.3.1 Toxiciteit voor vogels en zoogdieren

Gegevens over de toxiciteit van PFOA voor zoogdieren en vogels zijn verzameld in Smit et al. (2016). Voor dit rapport zijn gegevens verzameld uit een aantal recente internationale evaluaties, aangevuld met onderliggende informatie. Op basis hiervan zijn er alleen relevant toxiciteitsstudies met muizen, ratten en apen geïdentificeerd. De details van deze studies zijn samengevat in Bijlage I, de kritische studies voor deze drie soorten zijn weergegeven in Tabel 3.3. De meest kritische studie met muizen is een reproductiviteitsstudie waarin muizen tijdens de zwangerschap zijn blootgesteld (Abbott et al., 2007), en is reprotoxiciteit het meest kritische waargenomen effect. De meest

kritische studie met ratten is een studie waarin twee generaties zijn blootgesteld (Butenhoff et al., 2004a). Het meest kritische waargenomen effect in deze studie betreft een afname in lichaamsgewicht in de eerste generatie (F1), die al bij de laagste dosering optrad. Op basis van dezelfde gegevens is in een andere studie van Butenhoff et al. (2004b) de concentratie PFOA bepaald waarbij de toename van het lichaamsgewicht met 10% was geremd. Dit wordt beschouwd als het geen-effectniveau. Voor de rat is deze waarde geselecteerd als meest relevant voor het afleiden van de risicogrenzen. Vergelijkbaar met ratten, is een afname in lichaamsgewicht ook voor apen het meest kritische waargenomen effect (Butenhoff et al., 2002) en ook voor deze dieren is een concentratie met 10% effect op gewichtstoename beschikbaar (Butenhoff et al. 2004b). Tabel 3.3 geeft een overzicht van bovengenoemde studies met de in de studie gerapporteerde eindpunten en de hieruit berekende (geen) effectconcentratie.

Tabel 3.3: Overzicht van de meest kritische studies voor muizen, ratten en apen. Vetgedrukte waarden zijn gebruikt in de afleiding van de risicogrenzen

Soort	Studieduur	Effect	Criterium*	Waarde [mg/kg lg]	Waarde uitgedrukt op energiegehalte van het voedsel [µg/kJ]	Ref
muis	Sub-chronisch	Repro-toxiciteit	NOAEL	0,3	0,12	[6]
rat	Chronisch	gewicht F1	LBMD10	1,5	1,36	[18] in [2]
aap	Sub-chronisch	gewicht	LBMD10	10	16,2	[1] in [2]

*Achterin het rapport is een afkortinglijst opgenomen

3.3.2

Risicogrenzen in wormetende dieren

De (geen-)effectwaarden in Tabel 3.3 staan model voor de toxiciteit van PFOA voor de predatoren die leven van wormetende vogels en zoogdieren. Zoals beschreven in Verbruggen (2014) wordt het MTR bepaald op basis van het meest kritische organisme, een correctie voor studieduur en een onzekerheidsfactor van 10. Dit levert een MTR van 0,0041 µg PFOA/kJ voedsel. Het ER wordt berekend op basis van het geometrisch gemiddelde van de studieduur gecorrigeerde kritische studies voor de drie soorten (ratten, muizen en apen). Dit levert een ER van 0,668 µg PFOA/kJ voedsel. Met deze waarden is vervolgens berekend hoeveel PFOA er in hun prooi (wormetende vogels en zoogdieren) mag zitten, gegeven de energetische waarde en het vochtgehalte van deze prooidieren. Het MTR en ER, uitgedrukt als gehalte PFOA in kleine zoogdieren, is respectievelijk 0,030 en 4,9 mg PFOA/kg zoogdier (wwt). Vervolgens is deze waarde teruggerekend naar een waarde in regenwormen. Hierbij is rekening gehouden met het feit dat er biomagnificatie optreedt, waardoor de concentraties van PFOA in hogere organismen relatief hoger zijn dan lager in de voedselketen. Dit wordt in de volgende paragraaf uitgewerkt.

3.3.3 *Risicogrenzen in regenwormen en grond*

In Smit et al. (2016) zijn al biomagnificatie gegevens verzameld voor zoogdieren en vogels uit aquatische en terrestrische voedselketen. Deze gegevens zijn hier ook gebruikt, aangezien wordt verwacht dat de biomagnificatie in beide type voedselketens vergelijkbaar is voor zoogdieren en vogels. Uit de relevante studies is een geometrisch gemiddelde biomagnificatiefactor (BMF) van $7,71 \text{ kg}_{\text{wwt worm}} / \text{kg}_{\text{wwt zoogdier}}$ afgeleid (zie Bijlage II voor de afleiding van de BMF). Deze waarde is gebruikt om de concentratie in wormetende zoogdieren terug te rekenen naar een bijbehorende concentratie in regenwormen, uitgedrukt op basis van natgewicht. Dit resulteert in een MTR van $3,9 \text{ } \mu\text{g}/\text{kg worm (wwt)}$ en een ER van $635 \text{ } \mu\text{g}/\text{kg worm (wwt)}$.

De laatste stap in de afleiding is het terugrekenen van de risicogrenzen in wormen naar een concentratie in grond. Dit gebeurt met behulp van een bioaccumulatiefactor (BAF) die de opname van PFOA door de worm uit de bodem beschrijft. Voor wormen is op basis van de betrouwbare studies een geometrisch gemiddelde BAF van 0,56 afgeleid ($\text{kg}_{\text{dw bodem}} / \text{kg}_{\text{ww worm}}$; zie Bijlage III voor de details). Voorkeur is gegeven aan een geometrische gemiddelde BAF boven een voor organische stofgehalte gecorrigeerde BSAF, omdat er op basis van deze studies geen relatie is tussen bioaccumulatie en organische stofgehalte voor PFOA. Met deze BAF wordt het MTR voor PFOA voor grond $7,0 \text{ } \mu\text{g}/\text{kg drooggewicht}$ en het ER wordt $1137 \text{ } \mu\text{g}/\text{kg drooggewicht}$. Voor details van de afleiding van de risicogrenzen voor doorvergiftiging wordt verwezen naar Bijlage IV.

Tabel 3.4: Overzicht van de afgeleide risicogrenzen voor de bodem en in de worm als tussenstap naar vogels en zoogdieren

Risicogrens	waarde worm $\mu\text{g}/\text{kg worm}$ natgewicht (wwt)	Bodemgehalte $\mu\text{g}/\text{kg grond}$ drooggewicht (dwt)
MTR _{biota}	3,9	
ER _{biota}	635	
MTR _{bodem, doorvergiftiging}		7,0
ER _{bodem, doorvergiftiging}		1137

4 Integratie tot generieke risicogrenzen

4.1 Integratie tot risicogrenzen op interventiewaarde grondwater

In Tabel 4.1 zijn de risicogrenzen voor grondwater opgenomen voor directe ecotoxiciteit en voor de mens op basis van de methodiek voor afleiding van interventiewaarden bodem en grondwater. Daarbij wordt van de drie elementen de laagste risicogrenzen gebruikt als voorstel voor de ad hoc interventiewaarde grond of grondwater. Op basis van de afgeleide risicogrenzen in paragraaf 2.3 en 3.2 is de risicogrenzen voor het direct gebruik van grondwater als drinkwater het meest kritisch met een waarde van 0,39 µg/L. Wanneer deze waarde wordt overschreden is dit aanleiding om na te gaan of op basis van de locatiespecifieke situatie onaanvaardbare risico's kunnen worden uitgesloten.

4.2 Integratie tot risicogrenzen op interventiewaarde grond

De generieke risicogrenzen voor grond volgens de interventiewaarden-methodiek zijn ook opgenomen in Tabel 4.1. Het gaat om de risicogrenzen voor de mens bij een standaardbodengebruik van 'Wonen met tuin' en directe ecotoxiciteit op het HC50-niveau. Op basis van de afgeleide risicogrenzen in paragraaf 2.2 en 3.1.1 blijkt de waarde voor de humane toxiciteit het meest kritisch met 670 µg/kg ds (afgerond). Deze risicogrenzen kan gezien worden als een voorstel voor een ad hoc interventiewaarde grond. Wanneer deze wordt vastgesteld, moet boven dit gehalte bepaald worden of er op basis van locatiespecifieke gegevens onaanvaardbare risico's kunnen worden uitgesloten en of maatregelen noodzakelijk zijn.

Tabel 4.1 Afgeleide risicogrenzen voor grond en grondwater voor ecologie en mens. Afgeleide risicogrenzen volgens de interventiewaarde- methodiek voor grond en grondwater (scenario 'Wonen met tuin').

Risicogrenzen volgens interventiewaarden-methodiek	Bodem/grond µg/kg ds	Grondwater µg/L
Ecologische risicogrenzen (directe effecten, HC50)	50000	7000
Humane risicogrenzen volgens standaardscenario 'wonen met tuin'(CSOIL)	674	98
Direct gebruik grondwater als drinkwater (ongezuiverd)	n.v.t.	0,39
Laagste	670	0,39

5 Risicogrenzen voor gebiedsspecifiek beleid

5.1 Grond

5.1.1 *Overzicht risicogrenzen*

In hoofdstuk 2 en hoofdstuk 3 zijn humane en ecotoxicologische risicogrenzen afgeleid. Eerst wordt ingegaan op grond en in paragraaf 5.2 wordt ingegaan op grondwater. In Tabel 5.1 zijn voor het overzicht alle risicogrenzen uit de hoofdstukken 2 en 3 opgenomen. De in deze paragraaf gepresenteerde waarden voor grond volgen de methodiek voor het afleiden van Maximale Waarden zoals beschreven in Dirven-van Breemen e.a. (2007). In deze methodiek zijn scenario's voor de humane blootstelling gebruikt die passen bij de verschillende vormen van bodemgebruik. Voor de ecologische risico's zijn in deze methodiek ambities geformuleerd per bodemgebruik. Door integratie zijn op basis hiervan risicogrenzen afgeleid voor verschillende bodemgebruiken.

Deze waarden kunnen gebruikt worden om de geschiktheid voor gebruik binnen gebiedspecifiek beleid te bepalen en ten behoeve van bijvoorbeeld grondverzet. Afhankelijk van de situatie en de ambities is kan het bevoegd gezag bodembeleid formuleren. De afleiding van de risicogrenzen wordt toegelicht in de voorgaande hoofdstukken. In de volgende paragrafen wordt aangegeven welke risicogrenzen gebruikt kunnen worden bij gebiedsspecifiek beleid.

5.1.2 *Integratie tot niveau van 'Maximale Waarde' Wonen en Industrie*

In de methodiek van de afleiding van Maximale Waarden (zie Dirven van Breemen, 2007) wordt een humane risicogrens afgeleid voor verschillende (blootstellings)scenario's en een ecologische risicogrens gebruikt op twee niveaus: het middenniveau en het ER-niveau (HC50)². Op basis van de gegevens uit Tabel 5.1 zijn op basis van de methodiek voor Maximale Waarden, een Maximale Waarde Wonen (MW Wonen) en een Maximale Waarde Industrie (MW Industrie) afgeleid (zie tabel 5.2). De MW Wonen is gebaseerd op de laagste waarde van het middenniveau directe ecotoxiciteit (5000 µg/kg ds) en het humane scenario 'wonen met tuin' (674 µg/kg ds). Dit leidt tot een waarde van 674 µg/kg ds. Doorvergiftiging is in de methodiek destijds niet meegenomen, omdat dit alleen relevant werd gevonden voor grote groene gebieden. Gezien de gevoeligheid van effecten op doorvergiftiging kan, afhankelijk van de lokale situatie en ambities, besloten moeten worden om dit wel te beschouwen.

De MW Industrie afgeleid op basis van de laagste waarde van de ER directe toxiciteit (50000 µg/kg ds), de ER doorvergiftiging (1137 µg/kg ds) en de humane risicogrens voor 'Ander groen, infrastructuur en industrie' (1900 µg/kg ds). Dit leidt tot een kwaliteitswaarde van 1137 µg/kg ds.

² Het Ernstig Risiconiveau is gebaseerd op de HC50. De HC50 is het gehalte waarbij bij 50% van de organismen effecten kunnen optreden en wordt berekend uit het geometrisch gemiddelde van de chronische toxiciteitsgegevens. Het middenniveau is gebaseerd op het geometrisch gemiddelde van het MTR en het ER. Bij concentraties onder het middenniveau wordt verwacht dat de effecten

Tabel 5.1 Alle afgeleide humane en ecotoxicologische risicogrenzen voor grond en grondwater in deze rapportage. Voor een toelichting op de grondslag van de risicogrenzen zie hoofdstuk 2 en 3. De onderstreepte waarden zijn generieke risicogrenzen.

Risicogrenzen ten behoeve van (gebiedspecifiek) beleid	Risicogrens grond $\mu\text{g}/\text{kg ds}$	Risicogrens Grondwater $\mu\text{g}/\text{l}$
Humane risicogrenzen		
Standaardscenario 'wonen met tuin' (CSOIL);	<u>674*</u>	<u>98[#]</u>
Scenario 'wonen met moestuin'	389	56 [#]
Scenario 'wonen met siertuin'	718	104 [#]
Scenario 'Ander groen, infrastructuur en industrie'	1900	280 [#]
Scenario 'groen met natuurwaarden'	4200	600 [#]
Direct gebruik grondwater als drinkwater	(2,7) ^{&}	<u>0,39**</u>
Drinkwater $\text{MTR}_{\text{gw, dw}}$	(0,6) ^{&}	0,0875
Ecologische risicogrenzen		
MTR(HC5)-niveau (direct)	500	30
ER(HC50)-niveau (direct)	<u>50000</u>	<u>7000</u>
Middenniveau ecologie (direct)	5000	n.v.t.
MTR(HC5) doorvergiftiging	7,0	n.v.t.
ER(HC50) doorvergiftiging	1137	n.v.t.
Middenniveau doorvergiftiging	89	n.v.t.

afgeleid op basis van evenwichtspartitie in standaardbodem met 10% organisch stof & Deze waarde is gebaseerd op evenwichtspartitie vanuit de risicogrens grondwater, respectievelijk 0,39 en 0,0875 $\mu\text{g}/\text{l}$ en is een worst case benadering omdat geen rekening wordt gehouden met transport en verdunning bij uitloging van grond naar grondwater

* tevens voorstel voor ad hoc interventiewaarde grond;

** tevens voorstel voor ad hoc interventiewaarde grondwater en gebaseerd op levenslange consumptie van 2 liter ongezuiverd grondwater per dag.

Tabel 5.2 Gebiedsspecifieke risicogrenzen voor grond

Maximale waarde wonen	Scenario/waarde	Concentratie $\mu\text{g}/\text{kg ds}$
Humane risico's	Wonen met tuin	674
Ecologische risico's direct	Middenniveau terrestrisch (HC20)	5000
Ecologische risico's Doorvergiftiging	N.v.t.	(89)
Laagste		674
Maximale waarde industrie	Scenario/waarde	
Humane risico's	Ander groen, infrastructuur en industrie	1900
Ecologische risico's direct	Ernstig risiconiveau terrestrisch (HC50)	50000
Ecologische risico's Doorvergiftiging	Ernstig risiconiveau doorvergiftiging (HC50)	1137
Laagste		1137

5.1.3

Risicogrens grond nalevering naar het grondwater

Aangezien PFOA een relatief mobiel kan zijn is voor het bepalen van een goede bodemkwaliteit een locatiespecifieke beoordeling nodig. Omdat verspreiding in de bodem niet kan worden uitgesloten, kan dit meegewogen worden bij het bepalen van een kwaliteitswaarde voor grond. Immers, bij het hergebruik van grond kan de verontreiniging zich naar andere bodemlagen verplaatsen en kan het mogelijk ook uitdampen vanaf het bodemoppervlak.

Voor het bodembeheer kan het daarom beleidsmatig van belang worden gevonden dat uitloging van grond of toegepaste grond niet leidt tot een te hoog gehalte in het grondwater. De afgeleide concentraties in bodem moeten als een worst-case benadering worden gezien, omdat hierbij geen rekening gehouden wordt met verdunning (zie tabel 5.3).

Tabel 5.3 Gebiedsspecifieke risicogrenzen voor grondwater (voor toelichting zie tekst)

Uitloging/verspreiding naar grondwater	Scenario/waarde	$\mu\text{g}/\text{kg ds}$
Uitloging naar grondwater	Uitloging vanuit grond naar grondwater Met $\text{MTR}_{\text{gw, dw}}$ via evenwichtspartitie (0,0875 $\mu\text{g}/\text{L}$)	0,6
Uitloging naar grondwater	Uitloging vanuit grond naar grondwater met 'grondwater als drinkwater' via evenwichtspartitie (0,39 $\mu\text{g}/\text{L}$)	2,7

5.2 Grondwater

Voor grondwater kunnen afhankelijk van het huidige of toekomstig gebruik ambities voor een goede kwaliteit worden gesteld. Hierbij zouden ook de verspreiding van stoffen of toekomstige onttrekking beschouwd kunnen worden.

Twee belangrijke elementen daarbij zijn:

- Maximaal toelaatbaar risiconiveau voor (oppervlakte)water ($\text{MTR}_{\text{eco, water}}$). Dit is de risicogrens die geldt in het

oppervlaktewater. Deze kan ook voor het (ondiepe grondwater van belang zijn als grote hoeveelheden van dit grondwater onverdund in het oppervlakte water terechtkomen. Dit hangt sterk af van de lokale geohydrologische situatie.

- Risicogrens voor drinkwater op basis van de WHO-methode ($MTR_{gw, dw}$). Wanneer het grondwater in het grondwaterpakket zit dat toelevert aan een grondwaterwinning of het grondwater mogelijk in de toekomst gebruikt moet kunnen worden voor drinkwater, dan is het van belang deze risicogrens te gebruiken. Ook wanneer er lokale winningen zijn van bedrijven of particulieren kan op basis van deze kwaliteitswaarde worden besloten of de kwaliteit verbeterd moet worden of dat er tot gebruiksbeperkingen wordt besloten.

In Tabel 5.4 zijn deze waarden opgenomen. Daarnaast kan gekeken worden naar de grondwaterkwaliteitswaarde die bijvoorbeeld hoort bij het gebruik als moestuin. In geval van ondiep grondwater bepaalt die concentratie bijvoorbeeld de opname in planten (zie Tabel 5.2).

Tabel 5.4 Risicogrenzen die relevant zijn voor gebiedsspecifieke kwaliteitswaarden voor grondwater

Risicogrens	Concentratie $\mu\text{g/L}$
Direct gebruik 'grondwater als drinkwater', (interventiewaarden-methodiek)	0,39
Drinkwater $MTR_{gw, dw}$	0,0875
Ecologische risico's (direct) MTR (HC5) niveau	30
Humane risico's scenario 'wonen met moestuin'	56

Ook gegevens over diffuse achtergrondconcentraties kunnen van belang zijn voor een gebiedsgerichte aanpak. Het verzamelen van dergelijke informatie vormde geen onderdeel van deze rapportage.

6 Conclusies

In deze rapportage zijn risicogrenzen voor PFOA afgeleid voor grond en grondwater op basis van risico's voor de mens en het milieu voor de gemeente Dordrecht. Doel hiervan was de gemeente van risicogrenzen te voorzien, waarmee beslissingen kunnen worden genomen rond sanering en beheer van grond en grondwater.

Om aan te kunnen sluiten bij beslissingen over sanering van grond en grondwater zijn risicogrenzen afgeleid volgens de interventiewaardenmethodiek. De meeste informatie om tot de gewenste risicogrenzen te komen was beschikbaar. Voor grond volgt hieruit een waarde van 674 µg/kg ds en voor grondwater een waarde van 0,39 µg/L. De waarde voor grond is gebaseerd op het humane risico. Een belangrijke kanttekening is dat bij deze methode voor het vaststellen van risicogrenzen alleen rekening wordt gehouden met blootstelling vanuit de bodem en overige blootstellingsroutes worden uitgesloten. Daarnaast worden alleen de directe ecologische effecten beschouwd terwijl de route van indirecte effecten op vogels en zoogdieren een gevoeliger route is. De waarde voor grondwater wordt bepaald door het criterium van directe consumptie van 2 liter ongezuiverd grondwater als drinkwater levenslang.

Ten behoeve van gebiedsgericht beheer zijn ook humane risicogrenzen afgeleid voor andere bodemgebruiksvormen. Tevens zijn naast risicogrenzen voor directe toxiciteit ook risicogrenzen voor indirecte toxiciteit van PFOA voor vogels en zoogdieren afgeleid, welke veel lager zijn dan die voor directe toxiciteit. Beide kwaliteitscriteria zijn een onderdeel van de methodiek voor het afleiden van Maximale Waarden voor grond. De resulterende risicogrenzen staan in Tabel 5.2. Een aandachtspunt is dat landelijke maximale waarden voor grond alleen afgeleid zijn voor relatief immobiele stoffen. PFOA behoort daar niet echt toe. Daarom is ook de grondconcentratie aangegeven die naar verwachting niet zal leiden tot te hoge concentraties in het grondwater.

Er is ook een waarde van 0,0875 µg/L voor grondwater afgeleid waarbij deze geschikt is voor gebruik als drinkwater of voor drinkwaterwinning.

Referenties

- Brand E ; Otte PF ; Lijzen JPA, 2007. CSOIL 2000 an exposure model for human risk assessment of soil contamination. A model description. – RIVM-rapport 711701054. Bilthoven
- Dirven-van Breemen EM ; Lijzen JPA ; Otte PF ; et al. - 2007 Landelijke referentiewaarden ter onderbouwing van maximale waarden in het bodembeleid. RIVM rapport 711701053. Bilthoven.
- Environment Canada, Health Canada. 2012. Screening Assessment Report Perfluorooctanoic Acid, its Salts, and its Precursors. Environment Canada, Health Canada, https://www.ec.gc.ca/ese-ees/370AB133-3972-454F-A03A-F18890B58277/PFOA_EN.pdf
- EC. 2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. European Commission: Brussels, Belgium.
- ECHA. 2014. Annex XV restriction report. Proposal for a restriction. Substance name: Perfluorooctanoic acid (PFOA), PFOA salts and PFOA-related substances. Helsinki, Finland. European Chemicals Agency.
- ENVIRON Netherlands b.v., 2014. Provisional Generic Intervention Values for PFOA. Number NL11DUILUP, October 2014.
- Episuite, 2016. EPI Suite™ version 4.11 (November, 2012)
- Fragoulis, G., A. Merli, G. Reeves, G. Meregalli, K. Stenberg, T. Tanaka, E. Capri (2011). A Bayesian approach to assessing the uncertainty in estimating bioconcentration factors in earthworms – the example of quinoxifen. *Pest Manag Sci* 2011; 67: 656–664
- HSDB, 2016. <https://toxnet.nlm.nih.gov/>
- Lijzen JPA ; Baars AJ ; Otte PF ; et al., 2001. Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. Human and ecotoxicological risk assessment and derivation of risk limits for soil, aquatic sediment and groundwater. RIVM-rapport 711701023. Bilthoven.
- Ministerie van IenM (2013), Circulaire bodemsanering per 1 juli 2013. <http://wetten.overheid.nl/BWBR0033592/2013-07-01> (Geraadpleegd op 21 november 2016)
- Möller A. 2009. Analysis of poly- and perfluoroalkyl compounds (PFCs) in surface water of the River Rhine using HPLC-MS/MS. Thesis University of Applied Sciences, Lübeck.
- Noorlander CW, Leeuwen S van, Biesebeek J te, Mengelers MJB, Zeilmaker MJ. 2011. Levels of perfluorinated compounds in food and dietary intake of PFOS and PFOA in The Netherlands. *J. Agr. Food Chem.*, 59: 7496 – 7505.
- RIVM. 2015. Guidance for the derivation of environmental risk limits. On-line versie beschikbaar via http://www.rivm.nl/rvs/Normen/Milieu/Milieukwaliteitsnormen/Handleiding_normafleiding.
- Schans, M.L. van der, P.F. Otte, F.A. Swartjes, M.A. Meerkerk , 2016. Permeatie van contaminanten vanuit grondwater door polyethyleen drinkwaterleidingen. Ontwikkeling permeatiemodel en onderbouwing risicogrenswaarden, KWR-rapport 2016.056, augustus 2016.

- Smit CE, Wassenaar PNH, Verbruggen EMJ. 2016. Water quality standards for PFOA. RIVM Briefrapport 2016-0164 (in voorbereiding).
- Valsecchi S, Conti D, Crebelli R, Polesello S, Rusconi M, Mazzoni M, Preziosi E, Carere M, Lucentini L, Ferretti E, Balzamo S, Simeone MG, Aste F. 2016. Deriving environmental quality standards for perfluorooctanoic acid (PFOA) and related short chain perfluorinated alkyl acids. *J Hazard Mater* (in druk).
- Van den Berg, R. (1997). Verantwoording van gegevens en procedures voor de 1e tranche interventiewaarden: van RIM-rapporten naar de Notitie interventiewaarden bodemsanering. Rijksinstituut voor volksgezondheid en milieu (RIVM), Bilthoven, Nederland. RIVM-rapnr. 715810012.
- Van Vlaardingen PLA, Verbruggen EMJ. 2007. Guidance for the derivation of environmental risk limits within the framework of "International and national environmental quality standards for substances in the Netherlands" (INS). Bilthoven, The Netherlands. RIVM Rapport 601782001.
- US EPA. 2016. Drinking water health advisory for perfluorooctanoic acid (PFOA). Washington, USA. US Environmental Protection Agency Office of Water. Report 822-R-16-005.
- US EPA. 2016. Health Effects Support Document for Perfluorooctanoic Acid (PFOA). Washington, USA. United States Environmental Protection Agency Office of Water. Report EPA 822-R-16-003.
- Verbruggen EMJ. 2014. New method for the derivation of risk limits for secondary poisoning. RIVM Letter report 2014-0097.
- Vonk, M.W., 1985. Permeatie van organische verbindingen door leidingsmaterialen. *H₂O* (8) 1985, nr. 25: 529-53.
- Zeilmaker MJ, Janssen P, Versteegh A, Van Pul A, De Vries W, Bokkers B, Wuijts S, Oomen A, Herremans J. 2016. Risicoschatting emissie PFOA voor omwonenden. Locatie: DuPont/Chemours, Dordrecht, Nederland. RIVM Rapport 2016-0049.
- Zeilmaker MJ, Janssen P. 2016. Afleiding richtwaarde voor PFOA in drinkwater voor levenslange blootstelling. RIVM. Bijlage bij brief 063/2016 DMG AV/afz.
- Zhao H, Chen C, Zang X, Chen J, quan X. 2011. Phytotoxicity of PFOS and PFOA to *Brassica chinensis* in different Chinese soils. *Ecotoxicol Environ Saf*, 74 (5), 1343-1347
<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S014765131100073X>

Referenties doorvergiftiging: (§ 3.3 en bijlage 1,2,3)

1. Butenhoff, J.L., et al., Toxicity of Ammonium Perfluorooctanoate in Male *Cynomolgus* Monkeys after Oral Dosing for 6 Months. *Toxicological Sci*, 2002. 69: p. 244-257.
2. Butenhoff, J.L., et al., Characterization of risk for general population exposure to perfluorooctanoate. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 2004. 39: p. 363-380.
3. Smits, J.E.G. and S. Nain, Immunomodulation and hormonal disruption without compromised disease resistance in perfluorooctanoic acid (PFOA) exposed Japanese quail. *Environ Pollut*, 2013. 179: p. 13-18.

4. Tan, X., et al., High Fat Diet Feeding Exaggerates Perfluorooctanoic Acid-Induced Liver Injury in Mice via Modulating Multiple Metabolic Pathways. *Plos one*, 2013. 8(4).
5. Wolf, C.J., et al., Developmental Toxicity of Perfluorooctanoic Acid in the CD-1 Mouse after Cross-Foster and Restricted Gestational Exposures. *Toxicological Sci*, 2007. 95(2): p. 462-473.
6. Abbott, B.D., et al., Perfluorooctanoic acid-induced developmental toxicity in the mouse is dependent on expression of peroxisome proliferator-activated receptor-alpha. *Toxicological Sci*, 2007. 98(2): p. 571-581.
7. Lu, Y., et al., Perfluorooctanoic acid disrupts the blood-testes barrier and activates TNF α /p38 MAPK signaling pathway in vivo and in vitro. *Archives of Toxicology*, 2016. 90(4): p. 971-983.
8. Yang, C., et al., Differential effects of peripubertal exposure to perfluorooctanoic acid on mammary gland development in C57Bl/6 and Balb/c mouse strains. *Reprod Toxicol*, 2009. 27: p. 299-306.
9. Lau, C.S., et al., Effects of Perfluorooctanoic Acid Exposure during Pregnancy in the Mouse. *Toxicological Sci*, 2006. 90(2): p. 510-518.
10. Suh, C.H., et al., Perfluorooctanoic acid-induced inhibition of placental prolactin-family hormone and fetal growth retardation in mice. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 2011. 337: p. 7-15.
11. Yahia, D., et al., Effects of perfluorooctanoic acid (PFOA) exposure to pregnant mice on reproduction. *Toxicological Sci*, 2010. 35(4): p. 527-533.
12. Dixon, D., et al., Histopathologic changes in the uterus, cervix and vagina of immature CD-1 mice exposed to low doses of perfluorooctanoic acid (PFOA) in a uterotrophic assay. *Reprod Toxicol*, 2012. 33(4): p. 506-512.
13. Li, Y., et al., Ammonium perfluorooctanoate may cause testosterone reduction by adversely affecting testis in relation to PPAR α . *Toxicological Letters*, 2011. 205: p. 265-272.
14. Liu, W., et al., Involvement of NRF2 in Perfluorooctanoic Acid-Induced Testicular Damage in Male Mice. *Biology of Reproduction*, 2015. 93(2): p. 41-47.
15. Loveless, S.E., et al., Evaluation of the Immune System in Rats and Mice Administered Linear Ammonium Perfluorooctanoate. *Toxicological Sci*, 2008. 105(1): p. 86-96.
16. Butenhoff, J.L., et al., Chronic dietary toxicity and carcinogenicity study with ammonium perfluorooctanoate in Sprague-Dawley rats. *Toxicology*, 2012. 298: p. 1-13.
17. Elcombe, C.R., et al., Hepatocellular hypertrophy and cell proliferation in Sprague-Dawley rats following dietary exposure to ammonium perfluorooctanoate occurs through increased activation of the xenosensor nuclear receptors PPAR and CAR/PXR. *Arch Toxicol*, 2010. 84: p. 787-798.
18. Butenhoff, J.L., et al., The reproductive toxicology of ammonium perfluorooctanoate (APFO) in the rat. *Toxicology*, 2004. 196: p. 95-116.
19. Cook, J.C., et al., Induction of Leydig Cell Adenomas by Ammonium Perfluorooctanoate: A Possible Endocrine-Related

- Mechanism. Toxicology and Applied Pharmacology, 1992. 113: p. 209-217.
20. Staples, R.E., B.A. Burgess, and W.D. Kerns, The Embryo-Fetal Toxicity and Teratogenic Potential of Ammonium Perfluorooctanoate (APFO) in the Rat. *Fundamental and Applied Toxicology*, 1984. 4: p. 429-440.
 21. Perkins, R.G., et al., 13-week dietary toxicity study of ammonium perfluorooctanoate (APFO) in male rats. *Drug Chem Toxicol*, 2004. 27(4): p. 361-378.
 22. Gortner, E.G., Oral Teratology Study of T-2998CoC in Rats. Report prepared by Safety Evaluation Laboratory and Riker Laboratories, Inc. Experiment No. 0681TR0110. AR226-1136. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC, U.S.A. 1981.
 23. Sibinski, L.J., Final report of a two-year oral (diet) toxicity and carcinogenicity study of fluorochemical FC-143 (perfluorooctanane ammonium carboxylate) in rats. Vol. 1-4, 3M Company/RIKER, Exp. No. 0281CR0012; 8 EHQ-1087-0394, October 16, 1987. 1987.
 24. He, W., M. Megharaj, and R. Naidu, Toxicity of perfluorooctanoic acid towards earthworm and enzymatic activities in soil. *Environ Monit Assess*, 2016. 188: p. 1-7.
 25. Mohammadi, M.M., L. Ahrens, and S. Josefsson, The bioavailability of perfluoroalkyl substances (PFASs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil to *Eisenia fetida* and *Cucurbita pepo*. 2015, Swedish University of Agricultural Sciences.
 26. Wen, B., et al., Bioavailability of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in biosolids-amended soils to earthworms (*Eisenia fetida*). *Chemosphere*, 2015. 118: p. 361-366.
 27. Navarro, I., et al., Bioaccumulation of emerging organic compounds (perfluoroalkyl substances and halogenated flame retardants) by earth worm in biosolid amended soils. *Environmental Research*, 2016. 149: p. 32-39.
 28. Rich, C.D., et al., Bioaccumulation of Perfluoroalkyl Acids by Earthworms (*Eisenia fetida*) Exposed to Contaminated Soils. *Environmental Science and Technology*, 2014. 49: p. 881-888.
 29. Zhao, S., et al., Mutual impacts of wheat (*Triticum aestivum* L.) and earthworms (*Eisenia fetida*) on the bioavailability of perfluoroalkyl substances (PFASs) in soil. *Environmental Pollution*, 2014. 184: p. 495-501.
 30. Zhao, S., et al., Bioaccumulation of perfluoroalkyl carboxylates (PFCAs) and perfluoroalkane sulfonates (PFASs) by earthworms (*Eisenia fetida*) in soil. *Environmental Pollution*, 2013. 179: p. 45-52.
 31. Norwegian Pollution Control Authority, Screening of Polyfluorinated Organic Compounds at four Fire Training Facilities in Norway. 2008.
 32. Butt, C.M. and M. Smithwick, Presentation at the Workshop on the Environmental Fate of Fluorotelomer-Based Polymers, September 12-14, 2004, Toronto, Ontario. Sponsored by Canadian Environmental Modelling Network, Environment Canada and DuPont Canada. 2004.

33. Tomy, G.T., et al., Fluorinated organic compounds in an eastern Arctic marine food web. *Environ Sci Technol*, 2004. 38(24): p. 6475-6481.
34. Houde, M., et al., Biomagnification of perfluoroalkyl compounds in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) food web. *Environ Sci Technol*, 2006. 2006(40): p. 4138-4144.
35. Butt, C.M., et al., Spatial trends of perfluoroalkyl compounds in ringed seals (*Phoca hispida*) from the Canadian Arctic. *Environ Toxicol Chem*, 2008. 27(3): p. 542-553.
36. Tomy, G.T., et al., Trophodynamics of some PFCs and BFRs in a western Canadian Arctic marine food web. *Environ Sci Technol*, 2009. 43(11): p. 4076-4081.
37. Quinete, N., et al., Specific profiles of perfluorinated compounds in surface and drinking waters and accumulation in mussels, fish, and dolphins from southeastern Brazil. *Chemosphere*, 2009. 77: p. 863-869.
38. Van den Heuvel-Greve, M., et al., Bioaccumulation of perfluorinated compounds in a harbour seal food web in the Westerschelde, the Netherlands: a field study. In: Poster presentation at SETAC North America, New Orleans. 2009.
39. Müller, C., et al., Biomagnification of perfluorinated compounds in a remote terrestrial food chain: lichen-caribou-wolf. *Environ Sci Technol*, 2011. 45(20): p. 8665-8673.
40. Loi, E.I.H., et al., Trophic magnification of poly- and perfluorinated compounds in a subtropical food web. *Environ Sci Technol*, 2011. 45: p. 5506-5513.
41. Xu, J., et al., Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated compounds in a eutrophic freshwater food web. *Environ Pollut*, 2014. 184: p. 254-261.

Lijst met afkortingen

Abbreviations	Description
AA-QS _{fw}	Annual average environmental quality standard for freshwater
BAF	Bioaccumulation factor – field determined substance concentration ratio of organism to water, for the aquatic compartment generally used without subscript
BMF	Biomagnification factor – substance concentration ratio of predator to prey
Dwt	Dry weight
EC _x , EC ₁₀ , EC ₅₀	Effect concentration exerting x% effect , 10% effect of 50% effect
ER _{grw, eco}	Ernstig risico niveau voor directe toxiciteit in grondwater
HC5	Hazardous concentration for 5% of the species represented in a species sensitivity distribution
HC50	Hazardous concentration for 50% of the species; geometric mean of log normally distributed toxicity data
LBMD _x	The lower 95% confidence interval of the benchmark dose associated with a x% effect
LC _x	Concentration that causes x% lethality
LOAEL	Lowest observed adverse effect level
LOEC	Lowest observed effect concentration
MPC (or MTR)	Maximum permissible concentration
MPC soil, eco	Maximum permissible concentration for soil based on direct ecotoxicity
MPC grw, eco	Maximum permissible concentration for groundwater based on direct ecotoxicity
MPC grw, dw	Maximum permissible concentration for groundwater expressed in dry weight
MPC soil, secpois	Maximum permissible concentration for soil based on secondary poisoning
NOAEL	No observed adverse effect level
NOEC	No observed effect concentration
SRC (or ER)	Serious risk concentration
SRC soil	Serious risk concentration for soil
SRC grw, eco	Serious risk concentration for groundwater based on direct ecotoxicity
SRC soil, secpois	Serious risk concentration for soil based on secondary poisoning
TDI	Tolerable Daily Intake
wwt	Wet weight

* Voor meer details zie:

http://www.rivm.nl/rvs/Normen/Milieu/Milieukwaliteitsnormen/Handleiding_normafleiding
en meer afkortingen:

<http://www.rivm.nl/rvs/dsresource?type=pdf&disposition=inline&objectid=rivmp:294016&versionid=&subobjectname>

Bijlage I - Zoogdier en vogel toxiciteitsgegevens

Tabel B1-1: Overview of toxicity test with monkeys. '-' indicate not published/not able to determine.

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor – study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
Monkey	Cynomolgus	APFO	APFO	182d	Sub chr.	3	Oral (capsule)	Mortality and body weight decrease	NOAEL	10	3850 ^b	0.01617		-	-	-	[1]
Monkey	Cynomolgus	APFO	PFOA	182d	Sub chr.	3	Oral (capsule)	Body weight change	LBMD10	10	3850 ^b	0.01617		-	-	-	[1] in [2]

^a Assessment factor not yet applied.

^b Based on initial body weight (3.2 - 4.5 kg).

Tabel B1-2: Overview of toxicity test with birds. '-' indicate not published/not able to determine.

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor – study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
Quail	Japanese Quail	PFOA	PFOA	8w	Sub ac.	10	Drinking water	Increased growth rate	LOAEL ^b	0.2	-	-		1 ^c	-	-	[3]

^a Assessment factor not yet applied.

^b No clear dose related effect.

^c Diet conc. in mg/L.

Tabel B1-3: Overview of toxicity test with mice. '-' indicate not published/not able to determine.

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor – study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g] ^a	C (energy normalized) [mg/kJ] ^b	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
Mice	C57BL/6N	PFOA	PFOA	3w	Sub ac.	10	Liquid diet	BW decrease	LOAEL	5	20.85	0.00183	-	-	418 6.6 ^c	-	[4]
Mice	CD-1	APFO	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: decreased BW and developmental delay in pups	NOAEL	3	54.7	0.00144	-	-	171 24.0 1	-	[5]
Mice	CD-1	APFO	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: decreased BW and developmental delay in pups	LOAEL	5	53.7	0.00239	-	-	171 24.0 1	-	
Mice	129S1/SvImJ wild-type	APFO	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: neonatal survival	NOAEL	0.3	30.9	0.00012	-	-	171 24.0 1	-	[6]
Mice	129S1/SvImJ wild-type	APFO	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: neonatal survival	LOAEL	0.6	31.7	0.00025	-	-	171 24.0 1	-	
Mice	PPARa knockout	APFO	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: neonatal survival	NOAEL	3	32.7	0.00125	-	-	171 24.0 1	-	
Mice	PPARa knockout	APFO	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: neonatal survival	LOAEL	5	32.8	0.00208	-	-	171 24.0 1	-	

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor – study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g] ^a	C (energy normalized) [mg/kJ] ^b	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
Mice	BABL/c	PFOA	PFOA	28d	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Repro: decreased litter weight, # mated females (per male), # pregnant females (per male) ^d	LOAEL	5	23.5 ^e	0.00189	-	-	-	-	[7]
Mice	C57BL/6	APFO	PFOA	4w ^f	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Repro: delayed vaginal opening	NOAEL	1	17.2	0.00035	-	-	12600	-	[8]
Mice	BABL/c	APFO	PFOA	4w	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Repro: delayed vaginal opening	LOAEL	1	17.4	0.00035	-	-	12600	-	
Mice	C57BL/6	APFO	PFOA	4w	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Decreased BW	NOAEL	5	16.8	0.00172	-	-	12600	-	
Mice	BABL/c	APFO	PFOA	4w	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Decreased BW	NOAEL	5	16.7	0.00171	-	-	12600	-	
Mice	CD-1	PFOA	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: increased full litter resorption	NOAEL	3	55 ^g	0.00144	-	-	17124.01	-	

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor – study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g] ^a	C (energy normalized) [mg/kJ] ^b	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
Mice	CD-1	PFOA	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: Growth deficit of the litter	NOAEL	1	55 ^g	0.00048	-	-	171 24.0 1	-	
Mice	CD-1	PFOA	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: Growth deficit of the litter	LOAEL	3	55 ^g	0.00144	-	-	171 24.0 1	-	
Mice	CD-1	PFOA	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: neonatal BW at weaning (PND23)	LBMD5	0.8 6	55 ^g	0.00041	-	-	171 24.0 1	-	
Mice	CD-1	PFOA	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: neonatal survival at weaning (PND23)	LBMD5	1.0 9	55 ^g	0.00052	-	-	171 24.0 1	-	
Mice	CD-1	PFOA	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	BW change	LBMD5	3.5 8	55 ^g	0.00172	-	-	171 24.0 1	-	
Mice	CD-1	APFO	PFOA	GD11-16	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: increased number of resorptions and death fetuses)	LOAEL	2	58.8	0.00098	-	-	-	-	[10]
Mice	ICR	PFOA	PFOA	GD1-17	Sub	3	Oral	Decreased BW	NOAEL	1	63.7	0.0005	-	-	-	-	[11]

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor – study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g] ^a	C (energy normalized) [mg/kJ] ^b	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
					chr.		(gavage)	(maternal)									
Mice	ICR	PFOA	PFOA	GD1-17	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Repro: neonatal survival and decreased neonatal BW	NOAEL	1	63.7	0.0005	-	-	-	-	
Mice	CD-1	APFO	PFOA	PND18-20	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Repro: uterine weight ^h	... ⁱ	0.01	12.1	3.1E-06	-	-	19747.2	-	[12]
Mice	129/SV	APFO	APFO	6w	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Repro: sperm morphology ^h	LOAEL	1	24.7	0.00038	-	-	-	-	[13]
Mice	Kunming	PFOA	PFOA	14d	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Repro: decreased sperm count ^h	LOAEL	2.5	36	0.00107	-	-	-	-	[14]

^a Related to body weight at the end of study (if not stated otherwise).

^b Assessment factor not yet applied.

^c kJ/L

^d Males have been exposed and are cohabited with non-exposed females.

^e Based on initial body weight (20-27g).

^f 5-days per week.

^g Estimation based on initial weight (25-30g) and weight gain during pregnancy (25-30g).

^h No population relevant effect.

ⁱ No dose related effect.

Tabel B1-4: Overview of toxicity test with rats. '-' indicate not published/not able to determine.

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor - study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g] ^a	C (energy normalized) [mg/kJ] ^b	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
Rat	CD IGS	APFO	APFO	29d	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Decreased BW	NOAEL	1 ^c	436	0.00087	-	-	17207.7	-	[15]
Rat	CD IGS	APFO	APFO	29d	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Decreased BW	EC10 ^d	9.7 ^c	404.1	0.00825	-	-	17207.7	-	
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2y	Chr	1	Diet	Decreased BW	NOAEL	1.3 ^e	651	0.00127	NOEC	30	- ^f	-	[16]
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2y	Chr	1	Diet	Decreased BW	NOAEL	1.6 ^e	502	0.00145	NOEC	30	- ^f	-	
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	28d	Sub ac.	10	Diet	Decreased BW	LOAEL	19	358	0.01561	LOEC	300	14740	0.02035	[17]
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	28d	Sub ac.	10	Diet	Decreased BW	LOAEL	23	403	0.01954	LOEC	300	14740	0.02035	
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	Decreased BW (F1)	LOAEL	1	527	0.00092	-	-	17207.7	-	[18]
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	Decreased BW (F1)	EC10 ^d	7.6	500	0.00687	-	-	17207.7	-	
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	Decreased BW (F0)	NOAEL	1	575	0.00094	-	-	17207.7	-	
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	Decreased BW (F0)	LOAEL	3	542	0.00277	-	-	17207.7	-	
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	Decreased BW (F0)	EC10 ^d	7.2	524	0.00659	-	-	17207.7	-	
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	Repro (F0): decreased litter weight,	NOAEL	10	513	0.0091	-	-	17207.7	-	

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor – study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g] ^a	C (energy normalized) [mg/kJ] ^b	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
								delayed sexual maturation									
Rat	Sprague-Dawley	APFO	APFO	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	Repro (F0): decreased litter weight, delayed sexual maturation	LOAEL	30	432	0.026	-	-	17207.7	-	
Rat	Sprague-Dawley	APFO	PFOA	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	BW change (F1)	LBMD10	1.5	500	0.00136	-	-	17207.7	-	[18] in [2]
Rat	Sprague-Dawley	APFO	PFOA	2gen study	Chr	1	Oral (gavage)	BW change (F0)	LBMD10	5.2	524	0.00476	-	-	17207.7	-	
Rat	CD	APFO	APFO	14d	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Decreased BW	NOAEL	1	477.3	0.00089	-	-	17207.7	-	[19]
Rat	CD	APFO	APFO	14d	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Decreased BW	LOAEL	10	429.9	0.00865	-	-	17207.7	-	
Rat	CD	APFO	APFO	14d	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Decreased BW	EC10 ^d	12.6	429	0.0109	-	-	17207.7	-	
Rat	CD	APFO	APFO	14d	Sub ac.	10	Oral (gavage)	Decreased BW	-	50	367.5	0.04137	-	124.5.67	17207.7	0.07239	
Rat	CD IGS	APFO	APFO	GD6-15	Sub chr.	3	Oral (gavage) ^g	Mortality	LOAEL	100	193.7h	0.06893	LOEC	1125.87	17207.7	0.06543	[20]

Species	Strain	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Assessment factor - study type	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g] ^a	C (energy normalized) [mg/kJ] ^b	Criterion	Diet conc. [mg/kg diet]	Energy content diet [kJ/kg]	C (energy normalized) [mg/kJ] ^a	Ref
Rat	Crl: CD BR	APFO	APFO	91d	Sub chr.	3	Diet	Decreased BW	NOAEL	1.91	531	0.00176	NOEC	30	17207.7	0.00174	[21]
Rat	Crl: CD BR	APFO	APFO	91d	Sub chr.	3	Diet	Decreased BW	LOAEL	6.5	494	0.00585	LOEC	100	17207.7	0.00581	
Rat	Crl: CD BR	APFO	APFO	91d	Sub chr.	3	Diet	Decreased BW	EC10 ^d	6.7	492	0.00599	EC10	102.6	17207.7	0.00596	
Rat	Crl: CD BR	APFO	PFOA	91d	Sub chr.	3	Diet	BW change	LBMD10	3	494	0.0027	-	-	17207.7	-	[21] in [2] ⁱ
Rat	-	APFO	-	GD6-15	Sub chr.	3	Oral (gavage)	Decreased BW	-	-	-	-	-	-	-	-	[22] ^j
Rat	Sprague-Dawley	APFO	-	2y	Chr	1	Diet	Decreased BW	-	-	-	-	-	-	-	-	[23] ^j

^a Related to body weight at the end of study (if not stated otherwise).

^b Assessment factor not yet applied.

^c At day 23 rats were injected with sheep red blood cells, but similar trends on body weight were already observed before day 23, starting at the beginning of the study.

^d Derived using GraphPad Prism v7

^e EC10 could not be derived (only 2 concentrations tested), but likely above 7.6 mg/kg bw/d (Butenhoff 2004).

^f Type of diet is not clearly reported.

^g Most concentrations were submitted through inhalation.

^h Based on initial body weight (151 - 198 g) and weight gain during exposure.

ⁱ Palazzolo et al. (1993) as referred to in Butenhoff et al. 2004 is similar to data reported by Perkins et al. (2004).

^j Study is not publicly available.

Bijlage II - Zoogdieren en vogel accumulatie

In Tabel B2-2 zijn de beschikbare BMF waarden voor zoogdieren en vogels gepresenteerd. Deze waarden zijn uitgedrukt in 'kg_{ww vis} / kg_{ww zoogdier}' of in 'kg_{ww zoogdier} / kg_{ww zoogdier}'. Echter, voor de extrapolatie van zoogdieren en vogels naar wormen moeten de relevante BMF waarden worden uitgedrukt in 'kg_{ww worm} / kg_{ww vogel of zoogdier}'. De relevante BMF waarden betreffen de 'whole body estimate BMFs' van Houde et al. (2006) en van Müller et al. (2011); zie Tabel B2-1). In het kader van dit rapport zijn deze gerapporteerde BMF waarden omzet naar 'kg_{ww worm} / kg_{ww zoogdier}' door gebruik te maken van de standaard energie content (_{ww}) zoals vermeldt in het rapport van Verbruggen (2014). Vervolgens is van deze BMF waarden een geometrisch gemiddelde (=7.71) genomen die gebruikt is in het kader van dit rapport.

Tabel B2-1: Whole body estimate BMF waarden die gebruikt zijn voor het afleiden van een BMF waarde voor extrapolatie van zoogdieren naar wormen. z = zoogdieren.

Referentie	BMF waarde gerapporteerd		Energie genormaliseerde BMF (ww)		BMF waarde omgerekend voor wormen	
	Waarde	Eenheid	Waarde	Eenheid	Waarde	Eenheid
Houde et al. (2006)	13	$\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$	9.8	$\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$	23.6	$\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$
Houde et al. (2006)	13	$\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$	9.8	$\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$	23.6	$\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$
Houde et al. (2006)	2.7	$\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$	2.0	$\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$	4.9	$\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$
Houde et al. (2006)	2.3	$\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$	1.7	$\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$	4.2	$\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$
Houde et al. (2006)	6.4	$\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$	4.8	$\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$	11.6	$\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$
Houde et al. (2006)	1.8	$\frac{kg\ ww\ vis}{kg\ ww\ z}$	1.4	$\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$	3.3	$\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$
Müller et al. (2011)	2.4	$\frac{kg\ ww\ z}{kg\ ww\ z}$	2.4	$\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$	5.8	$\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$
Müller et al. (2011)	2.1	$\frac{kg\ ww\ z}{kg\ ww\ z}$	2.1	$\frac{kg\ ww}{kg\ ww}$	5.1	$\frac{kg\ ww\ worm}{kg\ ww\ z}$

Tabel B2-2: Summary of biomagnification factors (BMFs) of higher tier organisms from field studies. Bold BMFs are used in the geometric mean.

Location	Common name	Predator Latin name	Based on	Prey			BMF	Ri	Remark	Ref.
				Common name	Latin name	Based on				
Canada, Arctic	Polar bear	Ursus maritimus	Liver	Ringed seal	Pusa hispida	Liver	8	4	Presentation	[32]
Canada, Eastern Arctic	Beluga whale	Delphinapterus leucas	Liver	Redfish	Sebastes mentella	Liver	0.8	3	BMFs could not be recalculated; TL adjusted BMFs	[33]
	Beluga whale	Delphinapterus leucas	Liver	Cod	Boreogadus saida	Whole body	2.7	3		
	Narwhal	Monodon monoceros	Liver	Cod	Boreogadus saida	Whole body	1.6	3		
	Walrus	Odobenus rosmarus	Liver	Clam	Serripes groenlandica	Whole body	1.8	3		
	Glaucous gulls	Larus hyperboreus	Liver	Cod	Boreogadus saida	Whole body	0.6	3		
	Black-legged kittiwake	Rissa tridactyla	Liver	Zooplankton	-	Whole body	0.3	3		
USA, Charleston Harbor	Bottlenose Dolphin	Tursiops truncatus	Whole body (est.)	striped mullet	Mugil cephalus	Whole body	13	3		[34]
	Bottlenose Dolphin	Tursiops truncatus	Whole body (est.)	pinfish	Lagodon rhomboides	Whole body	13	3		
	Bottlenose Dolphin	Tursiops truncatus	Whole body (est.)	red drum	Sciaenops ocellatus	Whole body	2.7	2		
	Bottlenose Dolphin	Tursiops truncatus	Whole body (est.)	Atlantic croaker	Micropogonias undulatus	Whole body	2.3	2		
	Bottlenose Dolphin	Tursiops truncatus	Whole body (est.)	spotfish	Leiostomus xanthurus	Whole body	6.4	2		
	Bottlenose Dolphin	Tursiops truncatus	Whole body (est.)	spotted seatrout	Cynoscion nebulosus	Whole body	1.8	2		

Location	Common name	Predator Latin name	Based on	Common name	Prey Latin name	Based on	BMF	Ri	Remark	Ref.
Canada, Arctic	Polar bear	<i>Ursus maritimus</i>	Liver	Ringed seal	<i>Phoca hispida</i>	Liver	119	3	Origin polar bear unknown; Sublocation: Southeast beaufort sea	[35]
	Polar bear	<i>Ursus maritimus</i>	Liver	Ringed seal	<i>Phoca hispida</i>	Liver	125	3	Origin polar bear unknown; Sublocation: Hudson bay	
	Polar bear	<i>Ursus maritimus</i>	Liver	Ringed seal	<i>Phoca hispida</i>	Liver	107	3	Origin polar bear unknown; Sublocation: South baffin island and Labrador	
	Polar bear	<i>Ursus maritimus</i>	Liver	Ringed seal	<i>Phoca hispida</i>	Liver	45	3	Origin polar bear unknown; Sublocation: High Arctic	
Canada, Western Arctic	Ringed seal	<i>Phoca hispida</i>	Liver	Cod	<i>Boreogadus saida</i>	Liver	0.1	3	BMFs could not be recalculated; TL adjusted BMF	[36]
	Beluga	<i>Delphinapterus leucas</i>	Liver	Herring	<i>Clupea pallasii</i>	Liver	1.3	3		
	Beluga	<i>Delphinapterus leucas</i>	Liver	Cisco	<i>Coregonus autumnalis</i>	Liver	0.7	3		
	Beluga	<i>Delphinapterus leucas</i>	Liver	Cod	<i>Boreogadus saida</i>	Liver	0.9	2		
Brazil, Rio de Janeiro	Tucuxi dolphin	<i>Sotalia guianensis</i>	Liver	Croaker	<i>Micropogonias furnieri</i>	Liver	1.3-2.6	3	Unclear which value is correct	[37]
	Tucuxi dolphin	<i>Sotalia guianensis</i>	Liver	Scabbard fish	<i>Lepidopus caudatus</i>	Liver		3		
The Netherlands, Westerschelde	Harbour seal	<i>Phoca vitulina</i>	-	Herring	-	-	14	4	Presentation	[38]
	Harbour seal	<i>Phoca vitulina</i>	-	Sea bass	-	-	23			
	Harbour seal	<i>Phoca vitulina</i>	-	Flounder	-	-	3.8			
Canada,	Wolf	<i>Canis Lupus</i>	Liver	Caribou	<i>Rangifer tarandus</i>	Liver	0.9	2	Sublocation:	[39]

Location	Common name	Predator Latin name	Based on	Common name	Prey Latin name	Based on	BMF	Ri	Remark	Ref.
Northwest Territories/Western Nunavut					groenlandicus				Bathorst	
	Wolf	Canis Lupus	Muscle	Caribou	Rangifer tarandus groenlandicus	Muscle	3.8	2	Sublocation: Porcupine	
	Wolf	Canis Lupus	Muscle	Caribou	Rangifer tarandus groenlandicus	Muscle	2.6	2	Sublocation: Bathorst	
	Wolf	Canis Lupus	Whole body (est.)	Caribou	Rangifer tarandus groenlandicus	Whole body (est.)	2.4	2	Sublocation: Porcupine	
	Wolf	Canis Lupus	Whole body (est.)	Caribou	Rangifer tarandus groenlandicus	Whole body (est.)	2.1	2	Sublocation: Bathorst	
China, Mai Po reserve	Grey heron	Ardea cinerea	Liver	Grey mullet	Mugil cephalus	Whole body	3.1	3	BMF is not reported, recalculated based on reported concentrations; only for most relevant prey species	[40]
	Grey heron	Ardea cinerea	Liver	Mozambique tilapia	Oreochromis mossambicus	Whole body	3.1	3		
	Chinese pond heron	Ardeola bacchus	Liver	Grey mullet	Mugil cephalus	Whole body	5.8	3		
	Chinese pond heron	Ardeola bacchus	Liver	Mozambique tilapia	Oreochromis mossambicus	Whole body	5.8	3		
China, Taihu lake	Egrets	Egretta garzetta	Muscle	Silver carp	Hypophthalmichthys molitrix	Muscle	0.9	2	BMF is not reported, recalculated based on reported concentrations	[41]
	Egrets	Egretta garzetta	Muscle	Bighead carp	Aristichthys nobilis	Muscle	1.6	2		
	Egrets	Egretta garzetta	Muscle	Asian pencil halfbeak	Hyporhamphus intermedius	Muscle	4.4	2		
	Egrets	Egretta garzetta	Muscle	Yellowhead catfish	Pelteobagrus fulvidraco	Muscle	4.4	2		

Bijlage III - Worm accumulatie

Tabel B3-1: Overview of bioaccumulation factors for PFOA in earthworms. The BAF values in 'bold' have been used to derive a geometric mean.

Soil origin	pH	o.m. [%]	Sand [%]	Silt [%]	Clay [%]	T [°C]	Exp. time [d]	TOC [%]	Conc. in soil [ng/g soil dw]	Sample field or spiked	Conc. in organism [ng/g dw]	BAF [dw/dw]	BAF [kg dw soil/kg ww worm]	Ri	Ref
AUS, Edinburgh	8.08	1.6	48.7	31.1	21.2	20	28	0.93	5E+03	Spiked	-	0.011 ²⁵	0.002	4 ²⁶	[24]
									1E+04	Spiked	-	0.007 ²⁵	0.001		
									3E+04	Spiked	-	0.004 ²⁵	0.001	3 ²⁷	
									5E+04	Spiked	-	0.002 ²⁵	0.0003		
									1E+05	Spiked	-	0 ²⁵	0		
AUS, Williamstown	5.99	2.53	84.8	8.6	6.6	20	28	1.47	5E+03	Spiked	-	0.18 ²⁵	0.028	4 ²⁶	
									1E+04	Spiked	-	0.28 ²⁵	0.045		
									3E+04	Spiked	-	0.19 ²⁵	0.030	3 ²⁷	
									5E+04	Spiked	-	0.11 ²⁵	0.016		
									1E+05	Spiked	-	0.07 ²⁵	0.010		
Sweden, Riksten (old airport site)	4.5	4.31	96.7	2.8	0.8	-	28	1.89	0.29	Field	3.21	11.1	1.74	2 ²⁸	[25]
	4.4	12.6	89.3	9.3	1.4	-	28	8.76	1.19	Field	0.88	0.74	0.12		
	5.6	1.83	99.3	0.7	0.2	-	28	0.71	0.51	Field	16.2	31.9	5.01		
	4.9	3.57	94.4	4.4	1.3	-	28	1.37	111	Spiked	1349	12.12	1.90		
	5.9	3.2	94.5	6.8	1.1	-	28	1	156	Spiked	2727	17.54	2.75		
	7.7	5.07	95.9	4	1.1	-	28	3.33	55.7	Field	937	16.8	2.64		
Changping, Beijing	8.21	1.43	6.8	80.7	12.5	22	30	0.83 ²⁹	4.32	Field	4.91	1.14	0.21	2	[26]
	8.43	2.29	22.3	69	8.63	22	30	1.33 ²⁹	12.6	Field	13.3	1.05	0.18		
	8.15	2.52	2.36	83.1	14.5	22	30	1.47 ²⁹	19.8	Field	18.1	0.91	0.16		
	8.2	2.76	2.83	85.1	12.1	22	30	1.60 ²⁹	26.1	Field	22.4	0.86	0.14		

Soil origin	pH	o.m. [%]	Sand [%]	Silt [%]	Clay [%]	T [°C]	Exp. time [d]	TOC [%]	Conc. in soil [ng/g soil dw]	Sample field or spiked	Conc. in organism [ng/g dw]	BAF [dw/dw]	BAF [kg dw soil/kg ww worm]	Ri	Ref
Dezhou, Shandong province	8.05	1.38	32.7	57.2	9.13	22	30	0.80 ²⁹	1.21	Field	1.64	1.36	0.13		
	8.26	3.32	10.7	79.4	9.93	22	30	1.93 ²⁹	27.4	Field	21.9	0.80	0.13		
	8.13	3.9	11.9	78.8	9.4	22	30	2.27 ²⁹	28.5	Field	14.7	0.52	0.08		
Spain, waste management companies and WWTP	-	-	-	-	-	21	21	-	0.18	Field	0.43	2.39	0.38	4 ³⁰	[27]
	-	-	-	-	-	21	21	-	0.37	Field	0.43	1.17	0.18		
	-	-	-	-	-	21	21	-	0.85	Field	2.44	2.89	0.45		
Industrial impacted soil (clay loam)	6.9	-	-	-	-	25	28	6.5	413	Field	1647.9 ³¹	3.99	0.63	2	[28]
Municipal soil (loam)	6.5	-	-	-	-	25	28	6	14.8	Field	30.6 ³¹	2.07	0.32	3 ³²	
AFFF soil type A (clay)	7.9	-	-	-	-	25	28	1.7	11.6	Field	96.6 ³¹	8.33	1.31		
AFFF soil type B (clay)	7.9	-	-	-	-	25	28	1.3	7.89	Field	47.3 ³¹	6	0.94	2	
China, Tianjin (farm; loam)	7.67	4.11	12	64	24	-	30	2.39 ²⁹	200	Spiked	2645 ³¹	13.22 ³¹	2.08	3 ³³	[29]
	7.67	4.11	12	64	24	-	30	2.39 ²⁹	500	Spiked	6152 ³¹	12.30 ³¹	1.93		
	7.67	4.11	12	64	24	-	30	2.39 ²⁹	1000	Spiked	11718 ³¹	11.72 ³¹	1.84		
China, Tianjin (farm; loam)	7.67	4.88	12	64	24	22	30	2.84 ²⁹	100	Spiked	831 ³¹	8.31 ³¹	1.30	3 ³³	[30]
	7.67	4.88	12	64	24	22	30	2.84 ²⁹	200	Spiked	1078 ³¹	5.39 ³¹	0.85		
	7.67	4.88	12	64	24	22	30	2.84 ²⁹	500	Spiked	1571 ³¹	3.14 ³¹	0.49		
Norway, Mongstad oil	5.6	-	-	-	-	20-23	21	31.3	7.1	Field	169.4 ³¹	23.86³¹	3.75	2	[31]

Soil origin	pH	o.m. [%]	Sand [%]	Silt [%]	Clay [%]	T [°C]	Exp. time [d]	TOC [%]	Conc. in soil [ng/g soil dw]	Sample field or spiked	Conc. in organism [ng/g dw]	BAF [dw/dw]	BAF [kg dw soil/kg ww worm]	Ri	Ref
refinery, Fire training facility (25m)															
Norway, Mongstad oil refinery, Fire training facility (52m)	5.4	-	-	-	-	20-23	21	37.1	141.5	Field	243.3 ³¹	1.72³¹	0.27		
Norway, Gardermoen airport, Fire training facility (1m, 65-80cm)	6.9	-	-	-	-	20-23	21	0.8	12.1	Field	208.3 ³¹	17.21³¹	2.70		

²⁵ Unclear whether ww or dw is reported.

²⁶ It is unclear whether the BAF values consider dry or wet worm weight.

²⁷ Toxicity was observed at these concentrations.

²⁸ Mature and immature worms were used in this study. However, this was not expected to (substantially) influence the BAF values.

²⁹ Calculated by dividing o.m. by 1.72.

³⁰ No information on soil composition provided.

³¹ Calculated based on the reported BAF or BSAF and soil concentration (if necessary, using default moisture fraction of 0.843)

³² Increase in soil concentration of analytes due to oxidizable precursors that are in the soils (47,2 ng/g and 29,0 ng/g, respectively)

³³ Only nominal soil concentrations provided.

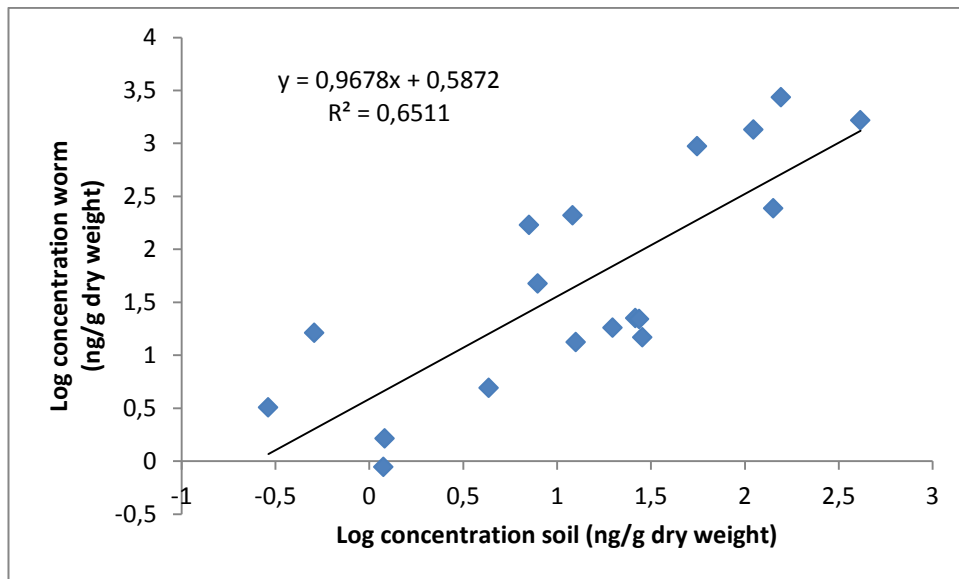


Figure B3-1: The bioaccumulation of PFOA in worms seems not to be related to the PFOA concentrations in soil (based on the reliable BAF values of Table B3-1, Bijlage III).

Bijlage IV - Beschrijving van doorvergiftigingsmethodiek

Voor het afleiden van de doorvergiftigingsnormen is de methoden zoals beschreven door Verbruggen (2014) gevolgd. In deze bijlage is de berekening van de doorvergiftigingsnormen, zoals gerapporteerd in het betreffende rapport, stapsgewijs uitgewerkt. Voor een gedetailleerde beschrijving van de gebruikte methode wordt doorverwezen naar het rapport van Verbruggen (2014) en voor een gedetailleerde beschrijving van de PFOA toxiciteitsdata wordt doorverwezen naar het rapport van Smit et al. (2016).

Voor PFOA zijn relevante toxiciteitsgegevens beschikbaar voor drie verschillende zoogdiersoorten: muizen, ratten en apen. In Tabel B4-1 zijn de meest kritische studies voor deze organismen weergegeven. Op basis van de in de studies gerapporteerde gegevens is de (geen-) effectconcentratie omgerekend naar een waarde uitgedrukt op basis van energiegehalte in het voedsel. Als de effectgegevens in een studie zijn uitgedrukt als concentratie in het voer, wordt hiervoor de energetische waarde van het experimentele voer gebruikt. Als de effectgegevens zijn uitgedrukt als een dosering op basis van lichaamsgewicht van het proefdier, wordt de omrekening gemaakt op basis van bekende relaties tussen energiebehoefte en lichaamsgewicht. Voor deze drie studies is deze laatste methode gebruikt en zijn de volgende formules toegepast:

$$\log \text{DEE} [\text{kJ/d}] = 0.8136 + 0.7149 \cdot \log \text{BW} [\text{g}]$$

$$C_{\text{energy normalized}} [\text{mg/kJ}] = \text{dose} [\text{mg/kg/d}] \cdot \frac{\text{BW} [\text{kg}]}{\text{DEE} [\text{kJ/d}]}$$

Met deze formules zijn de effectconcentraties voor muis, rat en aap omgerekend naar waarden in mg/kJ. De berekende energie genormaliseerde concentraties zijn gerapporteerd in Tabel B4-1. Voor de sub-chronische studie is een assessment factor (AF) van 3 toegepast om rekening te houden met de kortere blootstellingsduur. Voor de chronische studies is zo'n extra factor niet nodig.

Afleiden van ER

Voor het afleiden van het ER voor doorvergiftiging is het geometrisch gemiddelde genomen van de studieduur gecorrigeerde energie genormaliseerde concentraties van de drie soorten voor het meest kritische eindpunt (=0,000668 mg/kJ). Vervolgens is dit geometrisch gemiddelde omgerekend naar een concentratie in het meest kritische voedselitem, kleine zoogdieren en vogels (=4,90 mg/kg_{ww zoogdier}), door middel van de volgende formule:

$$C_{\text{fooditem}} [\text{mg/kg}_{\text{ww}}] = C_{\text{energy normalized}} [\text{mg/kJ}] \cdot \text{energy content}_{\text{fooditem, dw}} \cdot (1 - \text{moisture fraction}_{\text{fooditem}})$$

In deze formule is gebruik gemaakt van de standaard energie content (23200 kJ/kg dw) en vocht fractie (0,684) van kleine gewervelden zoals gerapporteerd in de methodiek van Verbruggen (2014). Vervolgens is

een ER biota norm voor doorvergiftiging afgeleid door de concentratie in het kritische voedselitem te delen door de biomagnificatiefactor naar zoogdieren en vogels ($=7,71 \text{ kg}_{\text{ww worm}} / \text{kg}_{\text{ww zoogdier}}$), zoals afgeleid in Bijlage II. Op deze manier is een ER biota norm voor doorvergiftiging van $0,63 \text{ mg/kg}_{\text{ww worm}}$ verkregen. Door de ER biota norm vervolgens te delen door de bioaccumulatiefactor van bodem naar worm ($=0,56 \text{ kg}_{\text{dw bodem}} / \text{kg}_{\text{ww worm}}$; zie Bijlage III) is een ER bodem norm voor doorvergiftiging afgeleid van $1,14 \text{ mg/kg}_{\text{dw bodem}}$.

Afleiden van MTR norm

Voor het afleiden van een MTR norm voor doorvergiftiging wordt alleen gebruik gemaakt van de meest gevoelige soort (van de drie soorten gerapporteerd in Tabel B4-1). In vergelijking tot ratten en apen zijn muizen het meest gevoelig. De studieduur gecorrigeerde energie genormaliseerde concentratie van de muizen studie is omgerekend naar een concentratie in het meest kritische voedselitem ($=0,30 \text{ mg/kg}_{\text{ww zoogdier}}$) op dezelfde manier zoals hierboven beschreven. Om vervolgens een MTR biota norm af te leiden is de concentratie in het kritische voedselitem gedeeld door de biomagnificatiefactor ($=7,71 \text{ kg}_{\text{ww worm}} / \text{kg}_{\text{ww zoogdier}}$) naar zoogdieren en vogels en door een additionele assessment factor van 10. Op deze manier is een MTR biota norm van $0,0039 \text{ mg/kg}_{\text{ww worm}}$ afgeleid. Door de MTR biota norm vervolgens te delen door de bioaccumulatiefactor van bodem naar worm ($=0,56 \text{ dw/ww}$; zie Bijlage III) is een MTR bodem norm voor doorvergiftiging afgeleid van $0,007 \text{ mg/kg}_{\text{dw bodem}}$.

Tabel B4-1: Overzicht van de meest kritische studies voor muizen, ratten en apen.

Species	Test compound	Conc. Expressed as	Exposure duration	Type of study	Route of exposure	Effect	Criterion	Dose [mg/kg bw/d]	Body weight [g]	C (energy normalized) [mg/kJ]	Assessment factor - study type	C (energy normalized) [mg/kJ] - AF corrected	Ref
Mice	APFO	PFOA	GD1-17	Sub chr.	Oral (gavage)	Repro: neonatal survival	NOAEL	0.3	30.9	0.00012	3	0.000041	[6]
Rat	APFO	PFOA	2gen study	Chr	Oral (gavage)	Body weight change (F1)	LBMD10	1.5	500	0.00136	1	0.001355	[18] in [2]
Monkey	APFO	PFOA	182d	Sub chr.	Oral (capsule)	Body weight change	LBMD10	10	3850	0.01617	3	0.005389	[1] in [2]

Bijlage V BioConcentratieFactor voor groenten

In Tabel B5-1 zijn de karakteristieken van de zeven studies, alsmede de berekende BCFs geresumeerd. In deze tabel zijn de BCFs omgerekend naar $(\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{VG}}) / (\mu\text{g}/\text{kg}_{\text{DG}})$, oftewel het PFOA-gehalte in groente op *versgewichtsbasis*, ten opzichte van het bodemgehalte op *drooggewichtsbasis*. Dit is nodig om dat in CSOIL met een bodemgehalte op drooggewichtsbasis rekent en de blootstelling via groenteconsumptie plaats vindt op basis van hoeveelheden groenten op versgewichtsbasis. Omdat de bodemgehalten een belangrijke parater kunnen zijn voor de hoogte van de BCF, zijn deze ook in Tabel B5-1 weergegeven.

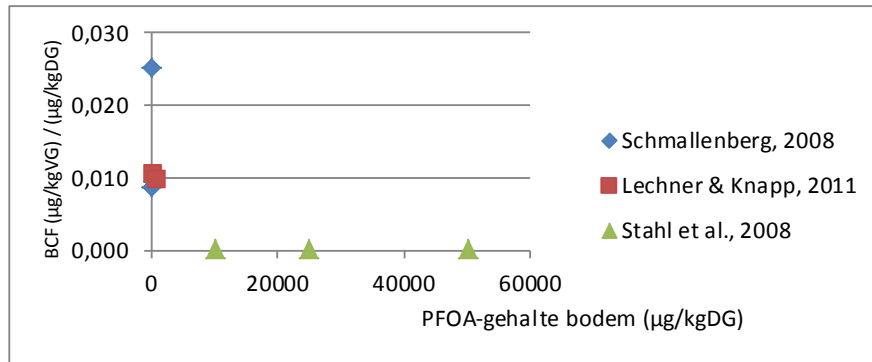
Ter bepaling van representatieve BCFs voor PFOA zijn verder de volgende aannames gedaan en verwerkt in tabel B5-1:

- Er is geen verschil gemaakt tussen de BCFs voor verschillende variëteiten van een bepaalde groente, niet binnen een specifiek experiment, noch tussen de BCFs uit afzonderlijke experimenten.
- Indien experimenten in duplo zijn uitgevoerd zijn de twee BCFs gecombineerd. Dit om te voorkomen dat er te veel gewicht komt op twee experimentele waarden, die onder dezelfde condities (bodemtype, PFOA-concentratie, proefopzet, etc.) zijn uitgevoerd. Dit geldt voor de BCFs uit Bizkarguenaga et al., 2016.
- Voor data genomen onder dezelfde condities (bodemtype, PFOA-concentratie, proefopzet, etc.), maar met verschillend PFOA-gehalte in de bodem zijn de BCFs gecombineerd (om dezelfde reden als bij het vorige punt).
- Voor de data over wortel uit Bizkarguenaga et al. (2016) zijn de BCFs voor de schil en het hart van de wortel gecombineerd. Het is niet bekend in hoeverre er sprake is van een gradiënt voor wat betreft het PFOA-gehalte in wortel. In ieder geval is er geen opvallend verschil tussen de BCFs voor schil en hart.
- Voor de data over sla uit Bizkarguenaga et al. (2016) zijn de BCFs voor hart en bladeren van de sla gecombineerd. Het is niet bekend in hoeverre er sprake is van een gradiënt voor wat betreft het PFOA-gehalte in sla. De BCFs in bladeren van sla zijn een factor 2-3 lager dan die in het hart van de sla.
- Voor een aantal experimenten werd een waarde van nul gemeten in groenten, zodat er geen BCF te berekenen is. Deze gegevens zijn in deze studie buiten beschouwing gelaten. Dit is een conservatieve procedure, omdat deze in risicotermen gunstige metingen buiten beschouwing blijven en er dus gerekend wordt met relatief ongunstige data.

Op basis van de gegevens in Tabel B5-1 is een analyse gemaakt van de resulterende BCFs. Hieruit volgen de volgende conclusies:

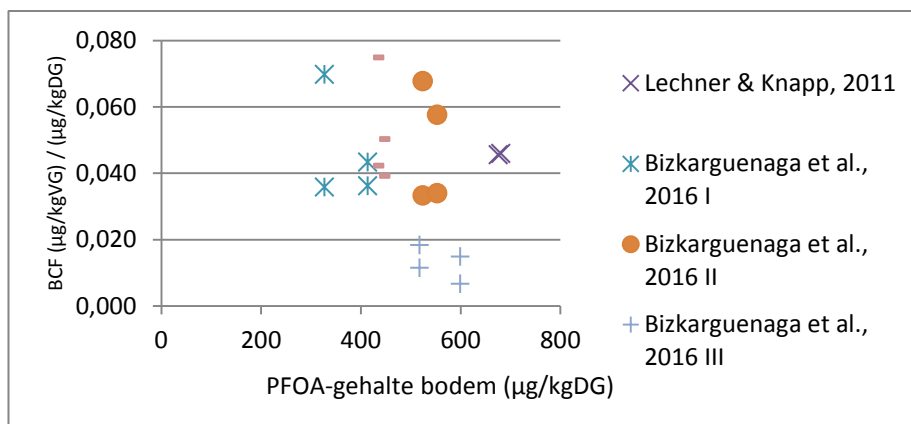
- Voor aardappelen zijn de data uit Stahl et al. (2008) verwijderd. De reden hiervoor is dat de bodemgehalten erg hoog zijn en de BCFs sterk afwijken van de overige BCFs (zie Figuur B5-1). Deze PFOA-waarden in grond blijken zoals verwacht veel hoger te liggen dan de uiteindelijk berekende humaan-toxicologische

risicogrenswaarde. De hoogste en laagste BCF van de resterende vijf data verschillen een factor 2,9.



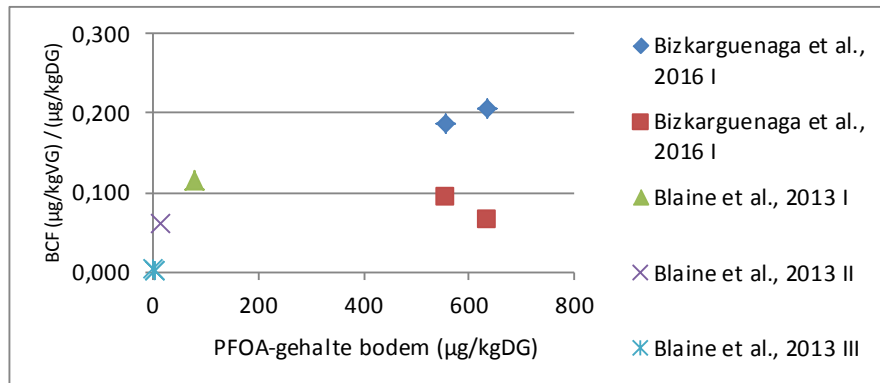
Figuur B5-1 BCF voor aardappel als functie van PFOA-gehalte in grond

- Voor wortel is er een relatief grote spreiding in BCFs, maar is er geen reden bepaalde data te verwijderen (zie Figuur B5-2). Er is één opvallend lage waarde voor de BCF in het hart van wortel voor de variëteit *Nan*, in het substraat met toegevoegde compost (PFOA-concentratie in grond is 599 mg/kg_{DG}). Mede omdat de drie overige gemeten PFOA-gehalten bij substraat met toegevoegde compost niet afwijken is er geen reden de lage BCF te verwerpen. De hoogste en laagste BCF van de resterende data verschillen een factor 11.



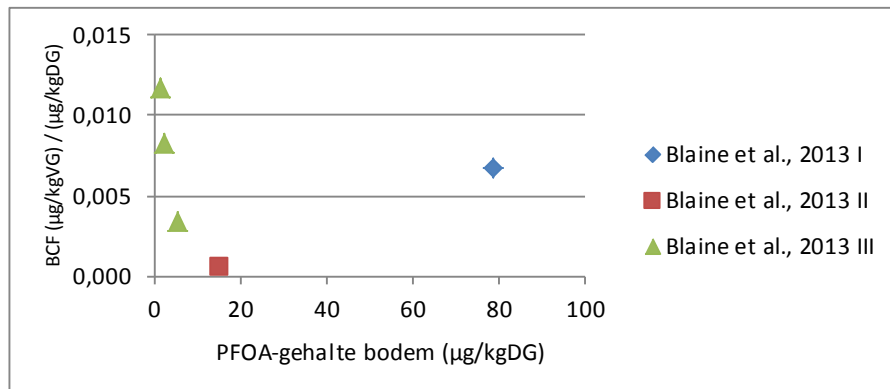
Figuur B5-2 BCF voor wortel als functie van PFOA-gehalte in grond

- Voor sla zijn de data uit veldproeven uit Blaine (2013) verwijderd. De reden hiervoor is dat de bodemgehalten erg laag zijn en de BCFs sterk afwijken van de overige BCFs (zie Figuur B5-3; verwijderde data: Blaine et al., 2013 III). Deze PFOA-waarden in grond liggen inderdaad veel lager dan de uiteindelijk berekende humaan-toxicologische risicogrenswaarde. Voor de overige BCFs is een relatief geringe spreiding. De hoogste en laagste BCF van de resterende data verschillen een factor 3.



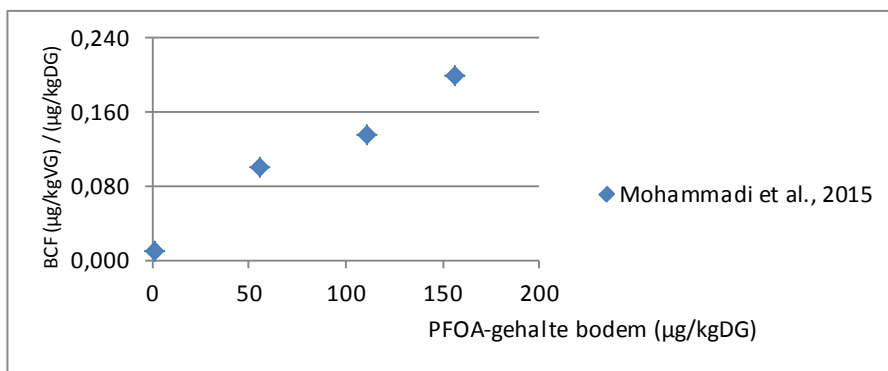
Figuur B5-3 BCF voor sla als functie van PFOA-gehalte in grond

- Voor tomaat zijn eveneens de data uit Blaine (2013) uit veldproeven verwijderd (zie Figuur B5-4; verwijderde data: Blaine et al., 2013 III). De reden hiervoor is dat de drie BCFs uit deze metingen onderling sterk verschillen en de grondgehalten erg laag zijn. Deze PFOA-waarden in bodem liggen inderdaad veel dan de humaan-toxicologische risicogrenswaarde. De hoogste en laagste BCF van de resterende twee data verschillen veel (een factor 12), maar er is geen reden één van de beide data te verwerpen.



Figuur B5-4 BCF voor tomaat als functie van PFOA-gehalte in grond

- Voor pompoen is de meting bij het lage PFOA-gehalte in bodem uit Mohammadi et al. (2015) verwijderd (dus drie van de vier BCFs worden gehandhaafd). De reden hiervoor is dat dit bodemgehalte erg laag is en de BCFs sterk afwijkt van de overige BCFs (zie Figuur B5-5). De hoogste en laagste BCF van de resterende drie data verschillen een factor 2,2.



Figuur B5-5 BCF voor pompoen als functie van PFOA-gehalte in grond

Voor de overige BCFs die in de bepaling van gecombineerde waarden voor de BCF zijn meegenomen, geldt dat de uiterste waarden in de meeste gevallen minder dan een factor 2 en maximaal een factor 4 van elkaar verschillen. De BCF die gecombineerd zijn beschouwd zijn eveneens weergegeven in Tabel B5-1 (inclusief de verwijderde data).

Tabel B5-1 Karakteristieken van de zeven beschouwde studies, bodemgehalten, individuele BCFs en BCFs per groente

Metingen					BCF ($\mu\text{g}/\text{kgVG}$) / ($\mu\text{g}/\text{kgDG}$)			
Groente	Bodem-materiaal	Bodemgehalte ($\mu\text{g}/\text{kgDG}$)	Groente-gehalte ($\mu\text{g}/\text{kgVG}$)	Referentie	individuele waarde	wijze van combineren	weging	weging per groente
							geometrisch	geometrisch
							gemiddelde	gemiddelde
aardappel	onbelaste bodem	23	0,58	Schmallenberg, 2008	0,025	individuele waarde	0,025	0,012
aardappel	gemengde bodem	77	0,67		0,0087	individuele waarde	0,0087	
aardappel	bodem met afval	292	2,8		0,010	individuele waarde	0,010	
aardappel	bodem met zuiveringsslib	276	2,9	Lechner & Knapp, 2011	0,011	combinatie Lechner & Knapp, 2011 (2x)	0,010	
aardappel	bodem met zuiveringsslib	795	7,7		0,010	combinatie Lechner & Knapp, 2011 (2x)		
aardappel	loess met kwarts	10000	1,2	Stahl et al., 2008	0,00012	combinatie Stahl et al., 2008 (3x)	0,00014	
aardappel	loess met kwarts	25000	3,2		0,00013	combinatie Stahl et al., 2008 (3x)		
aardappel	loess met kwarts	50000	8,7		0,00017	combinatie Stahl et al., 2008 (3x)		
wortel	bodem met zuiveringsslib	681	31	Lechner & Knapp, 2011	0,046	combinatie Lechner & Knapp, 2011 (2x)	0,046	0,035
	bodem met zuiveringsslib	676	31		0,046	combinatie Lechner & Knapp, 2011 (2x)		
wortel, Chan, schil	substraat, met compost	414	15	Bizkarguenaga et al., 2016 I	0,036	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)	0,045	
		327	23		0,070	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)		
wortel, Chan, hart	substraat, met compost	414	18		0,043	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)		
		327	12		0,036	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)		
wortel, Chan, schil	zandig leem, met compost	524	36	Bizkarguenaga et al., 2016 II	0,068	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)	0,046	
		553	32		0,058	combinatie Bizkarguenaga		

Metingen					BCF ($\mu\text{g}/\text{kgVG}$) / ($\mu\text{g}/\text{kgDG}$)					
Groente	Bodem- materiaal	Bodemgehalte ($\mu\text{g}/\text{kgDG}$)	Groente- gehalte ($\mu\text{g}/\text{kgVG}$)	Referentie	individuele waarde	wijze van combineren	weging	weging per groente		
							geometrisch	geometrisch		
							gemiddelde	gemiddelde		
wortel, <i>Chan</i> , hart	zandig leem, met compost	524	17		0,033	et al., 2016 (4x) combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)	0,012			
		553	19		0,034					
wortel, <i>Nan</i> , schil	substraat, met compost	599	8,9	Bizkarguenaga et al., 2016 III	0,015	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)				
		518	9,5		0,018					
wortel, <i>Nan</i> , hart	substraat, met compost	599	4,0		0,0067	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)				
		518	6,0		0,012					
wortel, <i>Nan</i> , schil	zandig leem, met compost	439	22	Bizkarguenaga et al., 2016 IV	0,050	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)			0,050	
		427	32		0,075					
wortel, <i>Nan</i> , hart	zandig leem, met compost	439	17		0,039	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)				
		427	18		0,042					
komkommer	bodem met zuiveringsslib bodem met zuiveringsslib	406	11	Lechner & Knapp, 2011	0,028	combinatie Lechner & Knapp, 2011 (2x)	0,029	0,029		
		805	24		0,030					
pompoen	zandbodem	1,2	0,013	Mohammadi et al., 2015	0,011	combinatie Mohammadi et al., 2015 (3x)	0,14	0,14		
		111	15		0,14					
		156	31		0,20					

Metingen					BCF ($\mu\text{g}/\text{kgVG}$) / ($\mu\text{g}/\text{kgDG}$)			
Groente	Bodem- materiaal	Bodemgehalte ($\mu\text{g}/\text{kgDG}$)	Groente- gehalte ($\mu\text{g}/\text{kgVG}$)	Referentie	individuele waarde	wijze van combineren	weging	weging per groente
							geometrisch	geometrisch
							gemiddelde	gemiddelde
	zandbodem	56	5,6		0,10	al., 2015 (3x) combinatie Mohammadi et al., 2015 (3x)		
radijs	bodem van industriële locatie	79	3,5	Blaine et al., 2014	0,044	individuele waarde	0,044	0,044
selderij	bodem van industriële locatie	79	6,6	Blaine et al., 2014	0,085	individuele waarde	0,085	0,085
snijboon	bodem van industriële locatie	79	0,26	Blaine et al., 2014	0,0033	individuele waarde	0,0033	0,0033
sla, hart	zandig leem, met compost	557	104	Bizkarguenaga et al., 2016 I	0,19	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)	0,12	0,096
	zandig leem, met compost	633	104		0,21	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)		
sla, bladeren	zandig leem, met compost	557	53	Bizkarguenaga et al., 2016 I	0,095	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)		
	zandig leem, met compost	633	42		0,066	combinatie Bizkarguenaga et al., 2016 (4x)		
sla	bodem van industriële locatie	79	9,1	Blaine et al., 2013 I	0,12	individuele waarde	0,12	
sla	bodem uit woongebied	15	0,92	Blaine et al., 2013 II	0,062	individuele waarde	0,062	
sla	veld	1,5	0,006	Blaine et al., 2013 III	0,0044	combinatie Blaine et al., 2013 (3x)	0,003	
		2,1	0,006		0,0031	combinatie Blaine et al., 2013 (3x)		
		5,2	0,006		0,0012	combinatie Blaine et al., 2013 (3x)		
tomaat	bodem van industriële locatie	79	0,26	Blaine et al., 2013 I	0,0067	individuele waarde	0,0067	0,0019
tomaat	bodem uit	15	0,0084	Blaine et al.,	0,00056	individuele waarde	0,0006	

Metingen					BCF ($\mu\text{g}/\text{kgVG}$) / ($\mu\text{g}/\text{kgDG}$)			
Groente	Bodem- materiaal	Bodemgehalte ($\mu\text{g}/\text{kgDG}$)	Groente- gehalte ($\mu\text{g}/\text{kgVG}$)	Referentie	individuele waarde	wijze van combineren	weging	weging per groente
							geometrisch	geometrisch
							gemiddelde	gemiddelde
tomaat	woongebied veld	1,5	0,017	2013 II Blaine et al., 2013 III	0,012	combinatie Blaine et al., 2013 (3x)	0,0069	
		2,1	0,017		0,0082	combinatie Blaine et al., 2013 (3x)		
		5,2	0,017		0,0034	combinatie Blaine et al., 2013 (3x)		

Doorgestreepte data: verwijderde data na analyse van de BCFs

Bijlage VI Resultaten berekening humane risicogrenzen

naam gebruiker model	Gebruiker CSOIL C:\Users\Jet\Documents\Mijn Projecten\RIVM\CSoil 1.0 28-11-2008.xls	datum versie	16 mei 2017 1.0
bestandsnaam		CASnr. considered receptor	0 levenslang gemiddeld
contaminant	PFOA		
Bodemgebruik	wonen met tuin		
opmerkingen			

HUMANE RISICO GRENSWAARDEN

SRC humaan	0,674	
risico index	1,00	(levenslang gemiddeld)
bodemgehalte	6,743E-01	mg/kg ds
C gw-max	3,93E-01	ug/dm3

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELDE

in mg/kg l.g. *d					
	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	4,50E-06	1,38E-08	2,75E-07	1,05E-08	1,40E-05
volwassene	4,82E-07	4,33E-09	5,25E-08	6,02E-09	8,56E-06
levenslang gemiddeld	8,26E-07	5,14E-09	7,16E-08	6,41E-09	9,02E-06
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	8,86E-09	1,43E-06	2,97E-06	2,69E-08	8,18E-07
volwassene	9,89E-10	6,95E-07	1,27E-06	1,52E-08	3,32E-07
levenslang gemiddeld	1,66E-09	7,58E-07	1,42E-06	1,62E-08	3,74E-07

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

in %					
	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	18,67%	0,06%	1,14%	0,04%	58,26%
volwassene	4,22%	0,04%	0,46%	0,05%	74,95%
levenslang gemiddeld	6,61%	0,04%	0,57%	0,05%	72,20%
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	0,04%	5,96%	12,32%	0,11%	3,40%
volwassene	0,01%	6,09%	11,14%	0,13%	2,91%
levenslang gemiddeld	0,01%	6,07%	11,33%	0,13%	2,99%

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

bodem (mg/kg ds)	6,74E-01	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	2,31E-03	binnenlucht (mg/m3)	3,14E-05
poriewater (mg/dm3)	9,76E-02	(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	1,35E-03	kruipruimte (mg/m3)	3,14E-04
porielucht (mg/dm3)	6,48E-05	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	-		

(an)organisch C
plant-
knol/aardappel
(mg/kg vers)

-

INVOER GEGEVENS

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
type stof	0	organische contaminant	
stofs specifieke parameters			
molmassa	M	414,09	[g/mol]
wateroplosbaarheid	S	7,09E+03	[mg/dm ³]
dampdruk zuivere stof	Vp	2,68E+01	[Pa]
octanol-water verdelingscoëfficiënt	log Kow	4,81E+00	[-]
organisch koolstof gecorrigeerde verdelingscoëff.	log Koc	2,06E+00	[dm ³ /kg]
permeatie coëfficiënt pe waterleiding	Dpe	1,00E-07	[m ² /d]
partiticoëfficiënt metalen	log Kp (metaal)	n.v.t.	[dm ³ /kg]
zuurdissociatieconstante	pKa	2,80E+00	[-]
fractie niet gedissocieerde stof	fnd	6,31E-04	[-]
bcf metalen (groenten-aardappel)	3,50E-02	n.v.t.	[(mg/kg d.g) / (mg/kg d.g.)]
bcf organische stoffen (blad)	BCFPWS	3,50E-02	[(mg/kg v.g) / (mg/dm ³)]
bcf organische stoffen (wortel)	BCFPWR	1,20E-02	[(mg/kg v.g) / (mg/dm ³)]

CRITERIA GEZONDHEIDSRISICO

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
maximaal toelaatbaar risiconiveau mens	MTR	1,25E-05	[mg/(kg l.g. d)]
toelaatbare concentratie lucht	TCL	n.v.t.	[mg/m ³]
tdi inhalatoir kind	MTR_LC	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]
tdi inhalatoir volwassene	MTR_LA	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]

LOCATIE SPECIFIEKE GEGEVENS

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
bodemgehalte	CS	6,74E-01	[mg/kg d.w.]
bodemtemperatuur	T	283	[K]
volume lucht fractie in bodem	Va	0,20	[-]
volume water fractie in bodem	Vw	0,30	[-]
volume vaste fractie in bodem	Vs	0,50	[-]
fractie organische koolstof	foc	0,0580	[-]
lutum gehalte	L	25	[%]
pH	pH	6,00	[-]
bulkdichtheid droge grond	SD	1,20	[kg/dm ³]

MODEL PARAMETER WAARDEN

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
gasconstante	R	8,31	[Pa.m ³ /mol.k]
grenslaagdikte	d	0,01	[m]
diepte verontreiniging t.o.v maaiveld	dp	1,25	[m]
ventilatievoud kruipruimte	Vv	1,10	[1/h]
hoogte kruipruimte	Bh	0,50	[m]
bijdrage kruipruimte lucht aan binnenlucht (fractie)	fbi	0,10	[-]
diameter verontr. gebied	Lp	100	[m]
verhouding droog/vers aardappelen of knolgroente	fdwr	0,167	[-]
verhouding droog/vers bladgroente	fdws	0,098	[-]
depositie constante	dpconst	1,00E-02	[-]
fractie grond in stof binnen	frsi	0,80	[-]
fractie grond in stof buiten	frso	0,50	[-]
verduunningsfactor poriewater -	fdil	1,00	[-]

grondwater				
temperatuur badwater	Tsh	313	[K]	
drinkwaterconstante	dwconst	45,60	[-]	
fractie blootgestelde huid douchen	fexp	4,00E-01	[-]	
retentiefactor deeltjes in longen	fr	7,50E-01	[-]	
relatieve absorptiefactor algemeen (excl grond)	Fa	1,00E+00	[-]	
relatieve absorptiefactor grond	Fag	1,00E+00	[-]	
matrixfactor dermale absorptie	fm	1,50E-01	[-]	
douchetijd per keer	tdc	2,50E-01	[h/d]	
verblijf in badkamer	td	5,00E-01	[h]	
type waterleiding	waterl	1,00E+00	code 1= PE/code 0 = metaal	
fractie verontreinigde aardappel of knolgewas	Fvk	1,00E-01	[-]	
fractie verontreinigd bladgewas	Fvb	1,00E-01	[-]	

beschrijving	symbool	waarde voor kind	waarde voor volw.	eenheid
lichaamsgewicht	BWc,a	1,50E+01	7,00E+01	[kg]
dagelijkse inname grond	AIDc,a	1,00E-04	5,00E-05	[kg ds/d]
gewasconsumptie aardappelen of knolgewas	Qk'c,a	5,95E-02	1,22E-01	[kg vg/d]
gewasconsumptie bladgroente	Qb'c,a	5,83E-02	1,39E-01	[kg vg/d]
drinkwaterconsumptie	Qdw,c,a	1,00E+00	2,00E+00	[dm3/d]
geinhaleerde bodem deeltjes	ITSPc,a	3,13E-07	8,33E-07	[kg/d]
verblijftijd binnen (jaargemiddeld per dag)	Tiic,a	2,11E+01	2,29E+01	[h]
verblijftijd buiten (jaargemiddeld per dag)	Tioc,a	2,86E+00	1,14E+00	[h]
ademvolume	Avc,a	3,17E-01	8,33E-01	[m3/h]
oppervlak lichaam	Atotc,a	9,50E-01	1,80E+00	[m2]
blootgesteld oppervlak binnen	Aexpci,a	5,00E-02	9,00E-02	[m2]
blootgesteld oppervlak buiten	Aexpco,ao	2,80E-01	1,70E-01	[m2]
bedekkingsgraad huid binnen	DAEci,ai	5,60E-04	5,60E-04	[kg/m2]
bedekkingsgraad huid buiten	DAEco,ao	5,10E-03	3,75E-02	[kg/m2]
dermale absorptiesnelheid	DARc,a	1,00E-02	5,00E-03	[1/h]
tijd blootstelling contact grond binnen	Tbci,ai	9,14E+00	1,49E+01	[h/d]
tijd blootstelling contact grond buiten	Tbco,ao	2,86E+00	1,14E+00	[h/d]
verduunningsnelheid	Vfc,a	1,61E+02	3,25E+02	[m/h]

naam gebruiker model	Gebruiker CSOIL C:\Users\Jet\Documents\Mijn Projecten\RIVM\CSoil	datum versie	16 mei 2017 1.0
bestandsnaam	1.0 28-11-2008.xls		
contaminant Bodemgebruik	PFOA ander groen, infrastructuur, bebouwing en industrie	CASnr. considered receptor	0 levenslang gemiddeld
opmerkingen			

HUMANE RISICO GRENSWAARDEN

SRC humaan risico index bodengehalte C gw-max	1,906 1,00 (levenslang gemiddeld) 1,906E+00 mg/kg ds 3,93E-01 ug/dm3
--	---

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELDE

in mg/kg l.g. *d

	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	2,54E-06	2,56E-08	2,72E-07	8,66E-09	1,13E-05
volwassene	2,72E-07	4,94E-09	1,30E-07	4,88E-09	6,35E-06
levenslang gemiddeld	4,67E-07	6,71E-09	1,42E-07	5,21E-09	6,77E-06
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	8,75E-09	0,00E+00	8,39E-06	7,60E-08	2,31E-06
volwassene	2,45E-09	0,00E+00	3,59E-06	4,29E-08	9,39E-07
levenslang gemiddeld	2,99E-09	0,00E+00	4,00E-06	4,57E-08	1,06E-06

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

in %

	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	10,21%	0,10%	1,09%	0,03%	45,23%
volwassene	2,40%	0,04%	1,15%	0,04%	55,99%
levenslang gemiddeld	3,73%	0,05%	1,14%	0,04%	54,15%
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	0,04%	0,00%	33,70%	0,31%	9,29%
volwassene	0,02%	0,00%	31,70%	0,38%	8,28%
levenslang gemiddeld	0,02%	0,00%	32,04%	0,37%	8,45%

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

bodem (mg/kg ds)	1,91E+00	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	6,54E-03	binnenlucht (mg/m3)	8,89E-05
poriewater (mg/dm3)	2,76E-01	(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	3,82E-03	kruipruimte (mg/m3)	8,89E-04
porielucht (mg/dm3)	1,83E-04	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	-		
		(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	-		

INVOER GEGEVENS

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
type stof	0	organische contaminant	
stofs specifieke parameters			
molmassa	M	414,09	[g/mol]
wateroplosbaarheid	S	7,09E+03	[mg/dm ³]
dampdruk zuivere stof	Vp	2,68E+01	[Pa]
octanol-water verdelingscoëfficiënt	log Kow	4,81E+00	[-]
organisch koolstof gecorrigeerde verdelingscoëff.	log Koc	2,06E+00	[dm ³ /kg]
permeatie coëfficiënt pe waterleiding	Dpe	1,00E-07	[m ² /d]
partiticoëfficiënt metalen	log Kp (metaal)	n.v.t.	[dm ³ /kg]
zuurdissociatieconstante	pKa	2,80E+00	[-]
fractie niet gedissocieerde stof	fnd	6,31E-04	[-]
bcf metalen (groenten-aardappel)	3,50E-02	n.v.t.	[(mg/kg d.g.) / (mg/kg d.g.)]
bcf organische stoffen (blad)	BCFPWS	3,50E-02	[(mg/kg v.g.) / (mg/dm ³)]
bcf organische stoffen (wortel)	BCFPWR	1,20E-02	[(mg/kg v.g.) / (mg/dm ³)]

CRITERIA GEZONDHEIDSRISICO

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
maximaal toelaatbaar risiconiveau mens	MTR	1,25E-05	[mg/(kg l.g. d)]
toelaatbare concentratie lucht	TCL	n.v.t.	[mg/m ³]
tdi inhalatoir kind	MTR_LC	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]
tdi inhalatoir volwassene	MTR_LA	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]

LOCATIE SPECIFIEKE GEGEVENS

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
bodemgehalte	CS	1,91E+00	[mg/kg d.w.]
bodemtemperatuur	T	283	[K]
volume lucht fractie in bodem	Va	0,20	[-]
volume water fractie in bodem	Vw	0,30	[-]
volume vaste fractie in bodem	Vs	0,50	[-]
fractie organische koolstof	foc	0,0580	[-]
lutum gehalte	L	25	[%]
pH	pH	6,00	[-]
bulkdichtheid droge grond	SD	1,20	[kg/dm ³]

MODEL PARAMETER WAARDEN

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
gasconstante	R	8,31	[Pa.m ³ /mol.k]
grenslaagdikte	d	0,01	[m]
diepte verontreiniging t.o.v maaiveld	dp	1,25	[m]
ventilatievoud kruipruimte	Vv	1,10	[1/h]
hoogte kruipruimte	Bh	0,50	[m]
bijdrage kruipruimte lucht aan binnenlucht (fractie)	fbi	0,10	[-]
diameter verontr. gebied	Lp	100	[m]
verhouding droog/vers aardappelen of knolgroente	fdwr	0,167	[-]
verhouding droog/vers bladgroente	fdws	0,098	[-]
depositie constante	dpconst	1,00E-02	[-]
fractie grond in stof binnen	frsi	0,80	[-]
fractie grond in stof buiten	frso	0,50	[-]
verdunningsfactor poriewater - grondwater	fdil	1,00	[-]
temperatuur badwater	Tsh	313	[K]
drinkwaterconstante	dwconst	45,60	[-]
fractie blootgestelde huid douchen	fexp	4,00E-01	[-]

retentiefactor deeltjes in longen	fr	7,50E-01	[-]
relatieve absorptiefactor algemeen (excl grond)	Fa	1,00E+00	[-]
relatieve absorptiefactor grond	Fag	1,00E+00	[-]
matrixfactor dermale absorptie	fm	1,50E-01	[-]
douchetijd per keer	tdc	2,50E-01	[h/d]
verblijf in badkamer	td	5,00E-01	[h]
type waterleiding	waterl	1,00E+00	code 1=PE/code 0=metaal
fractie verontreinigde aardappel of knolgewas	Fvk	0,00E+00	[-]
fractie verontreinigd bladgewas	Fvb	0,00E+00	[-]

beschrijving	symbool	waarde voor kind	waarde voor volw.	eenheid
lichaamsgewicht	BWc,a	1,50E+01	7,00E+01	[kg]
dagelijkse inname grond	AIDc,a	2,00E-05	1,00E-05	[kg ds/d]
gewasconsumptie aardappelen of knolgewas	Qk'c,a	5,95E-02	1,22E-01	[kg vg/d]
gewasconsumptie bladgroente	Qb'c,a	5,83E-02	1,39E-01	[kg vg/d]
drinkwaterconsumptie	Qdw,c,a	1,00E+00	2,00E+00	[dm3/d]
geinhaleerde bodem deeltjes	ITSPc,a	9,09E-08	2,39E-07	[kg/d]
verblijftijd binnen (jaargemiddeld per dag)	Tiic,a	6,00E+00	6,00E+00	[h]
verblijftijd buiten (jaargemiddeld per dag)	Tioc,a	1,00E+00	1,00E+00	[h]
ademvolume	Avc,a	3,17E-01	8,33E-01	[m3/h]
oppervlak lichaam	Atotc,a	9,50E-01	1,80E+00	[m2]
blootgesteld oppervlak binnen	Aexpci,a	5,00E-02	9,00E-02	[m2]
blootgesteld oppervlak buiten	Aexpc,ao	2,80E-01	1,70E-01	[m2]
bedekkingsgraad huid binnen	DAEci,ai	5,60E-04	5,60E-04	[kg/m2]
bedekkingsgraad huid buiten	DAEco,ao	5,10E-03	3,75E-02	[kg/m2]
dermale absorptiesnelheid	DARc,a	1,00E-02	5,00E-03	[1/h]
tijd blootstelling contact grond binnen	Tbci,ai	6,00E+00	6,00E+00	[h/d]
tijd blootstelling contact grond buiten	Tbco,ao	1,00E+00	1,00E+00	[h/d]
verduunningsnelheid	Vfc,a	1,61E+02	3,25E+02	[m/h]

naam gebruiker model	Gebruiker CSOIL C:\Users\Jet\Documents\Mijn Projecten\RIVM\CSoil	datum versie	16 mei 2017 1.0
bestandsnaam	1.0 28-11-2008.xls		
contaminant	PFOA	CASnr. considered receptor	0 levenslang gemiddeld
Bodemgebruik	volk-, moestuin		
opmerkingen			

HUMANE RISICO GRENSWAARDEN

SRC humaan	0,389
risico index	1,00 (levenslang gemiddeld)
bodemgehalte	3,893E-01 mg/kg ds
C gw-max	3,93E-01 ug/dm3

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELDE

in mg/kg l.g. *d					
	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	2,60E-06	7,97E-09	1,59E-07	6,09E-09	8,10E-06
volwassene	2,78E-07	2,50E-09	3,03E-08	3,48E-09	4,94E-06
levenslang gemiddeld	4,77E-07	2,97E-09	4,13E-08	3,70E-09	5,21E-06
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	5,11E-09	7,92E-06	1,71E-06	1,55E-08	4,72E-07
volwassene	5,71E-10	5,52E-06	7,34E-07	8,76E-09	1,92E-07
levenslang gemiddeld	9,60E-10	5,72E-06	8,18E-07	9,34E-09	2,16E-07

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

in %					
	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	12,36%	0,04%	0,76%	0,03%	38,58%
volwassene	2,38%	0,02%	0,26%	0,03%	42,20%
levenslang gemiddeld	3,81%	0,02%	0,33%	0,03%	41,68%
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	0,02%	37,73%	8,16%	0,07%	2,25%
volwassene	0,00%	47,12%	6,27%	0,07%	1,64%
levenslang gemiddeld	0,01%	45,77%	6,54%	0,07%	1,73%

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

bodem (mg/kg ds)	3,89E-01	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	1,34E-03	binnenlucht (mg/m3)	1,81E-05
poriewater (mg/dm3)	5,63E-02	(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	7,80E-04	kruipruimte (mg/m3)	1,81E-04
porielucht (mg/dm3)	3,74E-05	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	-		
		(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	-		

INVOER GEGEVENS

beschrijving	symbool	waarde	eenheid
type stof	0	organische contaminant	
stofs specifieke parameters			
molmassa	M	414,09	[g/mol]
wateroplosbaarheid	S	7,09E+03	[mg/dm3]
dampdruk zuivere stof	Vp	2,68E+01	[Pa]
octanol-water verdelingscoëfficiënt	log Kow	4,81E+00	[-]
organisch koolstof gecorrigeerde verdelingscoëff.	log Koc	2,06E+00	[dm3/kg]
permeatie coëfficiënt pe waterleiding	Dpe	1,00E-07	[m2/d]
partiticoëfficiënt metalen	log Kp (metaal)	n.v.t.	[dm3/kg]
zuurdissociatieconstante	pKa	2,80E+00	[-]
fractie niet gedissocieerde stof	fnd	6,31E-04	[-]
bcf metalen (groenten-aardappel)	3,50E-02	n.v.t.	[(mg/kg d.g.) / (mg/kg d.g.)]
bcf organische stoffen (blad)	BCFPWS	3,50E-02	[(mg/kg v.g.) / (mg/dm3)]
bcf organische stoffen (wortel)	BCFPWR	1,20E-02	[(mg/kg v.g.) / (mg/dm3)]

CRITERIA GEZONDHEIDSRISICO

beschrijving	symbool	waarde	eenheid
maximaal toelaatbaar risiconiveau mens	MTR	1,25E-05	[mg/(kg l.g. d)]
toelaatbare concentratie lucht	TCL	n.v.t.	[mg/m3]
tdi inhalatoir kind	MTR_LC	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]
tdi inhalatoir volwassene	MTR_LA	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]

LOCATIE SPECIFIEKE GEGEVENS

beschrijving	symbool	waarde	eenheid
bodemgehalte	CS	3,89E-01	[mg/kg d.w.]
bodemtemperatuur	T	283	[K]
volume lucht fractie in bodem	Va	0,20	[-]
volume water fractie in bodem	Vw	0,30	[-]
volume vaste fractie in bodem	Vs	0,50	[-]
fractie organische koolstof	foc	0,0580	[-]
lutum gehalte	L	25	[%]
pH	pH	6,00	[-]
bulkdichtheid droge grond	SD	1,20	[kg/dm3]

MODEL PARAMETER WAARDEN

beschrijving	symbool	waarde	eenheid
gasconstante	R	8,31	[Pa.m3/mol.k]
grenslaagdikte	d	0,01	[m]
diepte verontreiniging t.o.v maaiveld	dp	1,25	[m]
ventilatievoud kruipruimte	Vv	1,10	[1/h]
hoogte kruipruimte	Bh	0,50	[m]
bijdrage kruipruimte lucht aan binnenlucht (fractie)	fbi	0,10	[-]
diameter verontr. gebied	Lp	100	[m]
verhouding droog/vers aardappelen of knolgroente	fdwr	0,167	[-]
verhouding droog/vers bladgroente	fdws	0,098	[-]
depositie constante	dpconst	1,00E-02	[-]
fractie grond in stof binnen	frsi	0,80	[-]
fractie grond in stof buiten	frso	0,50	[-]
verdunningsfactor poriewater - grondwater	fdil	1,00	[-]
temperatuur badwater	Tsh	313	[K]
drinkwaterconstante	dwconst	45,60	[-]
fractie blootgestelde huid douchen	fexp	4,00E-01	[-]

retentiefactor deeltjes in longen	fr	7,50E-01	[-]
relatieve absorptiefactor algemeen (excl grond)	Fa	1,00E+00	[-]
relatieve absorptiefactor grond	Fag	1,00E+00	[-]
matrixfactor dermale absorptie	fm	1,50E-01	[-]
douchetijd per keer	tdc	2,50E-01	[h/d]
verblijf in badkamer	td	5,00E-01	[h]
type waterleiding	waterl	1,00E+00	code 1=PE/code 0 = metaal
fractie verontreinigde aardappel of knolgewas	Fvk	5,00E-01	[-]
fractie verontreinigd bladgewas	Fvb	1,00E+00	[-]

beschrijving	symbool	waarde voor kind	waarde voor volw.	eenheid
lichaamsgewicht	BWc,a	1,50E+01	7,00E+01	[kg]
dagelijkse inname grond	AIDc,a	1,00E-04	5,00E-05	[kg ds/d]
gewasconsumptie aardappelen of knolgewas	Qk'c,a	6,50E-02	1,34E-01	[kg vg/d]
gewasconsumptie bladgroente	Qb'c,a	7,00E-02	2,50E-01	[kg vg/d]
drinkwaterconsumptie	Qdw,c,a	1,00E+00	2,00E+00	[dm3/d]
geinhaleerde bodem deeltjes	ITSPc,a	3,13E-07	8,33E-07	[kg/d]
verblijftijd binnen (jaargemiddeld per dag)	Tiic,a	2,11E+01	2,29E+01	[h]
verblijftijd buiten (jaargemiddeld per dag)	Tioc,a	2,86E+00	1,14E+00	[h]
ademvolume	Avc,a	3,17E-01	8,33E-01	[m3/h]
oppervlak lichaam	Atotc,a	9,50E-01	1,80E+00	[m2]
blootgesteld oppervlak binnen	Aexpci,a	5,00E-02	9,00E-02	[m2]
blootgesteld oppervlak buiten	Aexpc,ao	2,80E-01	1,70E-01	[m2]
bedekkingsgraad huid binnen	DAEci,ai	5,60E-04	5,60E-04	[kg/m2]
bedekkingsgraad huid buiten	DAEco,ao	5,10E-03	3,75E-02	[kg/m2]
dermale absorptiesnelheid	DARc,a	1,00E-02	5,00E-03	[1/h]
tijd blootstelling contact grond binnen	Tbci,ai	9,14E+00	1,49E+01	[h/d]
tijd blootstelling contact grond buiten	Tbco,ao	2,86E+00	1,14E+00	[h/d]
verduunningssnelheid	Vfc,a	1,61E+02	3,25E+02	[m/h]

naam gebruiker model	Gebruiker CSOIL C:\Users\Jet\Documents\Mijn Projecten\RIVM\CSoil	datum versie	16 mei 2017 1.0
bestandsnaam	1.0 28-11-2008.xls		
contaminant	PFOA	CASnr. considered receptor	0 levenslang gemiddeld
Bodemgebruik	wonen met tuin zonder consumptie		
opmerkingen			

HUMANE RISICO GRENSWAARDEN

SRC humaan risico index	0,718 1,00 (levenslang gemiddeld)
bodemgehalte	7,178E-01 mg/kg ds
C gw-max	3,93E-01 ug/dm3

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELDE

in mg/kg l.g. *d					
	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	4,79E-06	1,47E-08	2,93E-07	1,12E-08	1,49E-05
volwassene	5,13E-07	4,61E-09	5,59E-08	6,41E-09	9,11E-06
levenslang gemiddeld	8,79E-07	5,47E-09	7,62E-08	6,82E-09	9,61E-06
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	9,43E-09	0,00E+00	3,16E-06	2,86E-08	8,71E-07
volwassene	1,05E-09	0,00E+00	1,35E-06	1,61E-08	3,53E-07
levenslang gemiddeld	1,77E-09	0,00E+00	1,51E-06	1,72E-08	3,98E-07

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

in %					
	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	19,85%	0,06%	1,22%	0,05%	61,96%
volwassene	4,49%	0,04%	0,49%	0,06%	79,81%
levenslang gemiddeld	7,03%	0,04%	0,61%	0,05%	76,86%
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	0,04%	0,00%	13,10%	0,12%	3,61%
volwassene	0,01%	0,00%	11,86%	0,14%	3,10%
levenslang gemiddeld	0,01%	0,00%	12,07%	0,14%	3,18%

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

bodem (mg/kg ds)	7,18E-01	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	2,46E-03	binnenlucht (mg/m3)	3,35E-05
poriewater (mg/dm3)	1,04E-01	(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	1,44E-03	kruipruimte (mg/m3)	3,35E-04
porielucht (mg/dm3)	6,90E-05	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	-		
		(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	-		

INVOER GEGEVENS

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
type stof	0	organische contaminant	
stofs specifieke parameters			
molmassa	M	414,09	[g/mol]
wateroplosbaarheid	S	7,09E+03	[mg/dm ³]
dampdruk zuivere stof	Vp	2,68E+01	[Pa]
octanol-water verdelingscoëfficiënt	log Kow	4,81E+00	[-]
organisch koolstof gecorrigeerde verdelingscoëff.	log Koc	2,06E+00	[dm ³ /kg]
permeatie coëfficiënt pe waterleiding	Dpe	1,00E-07	[m ² /d]
partiticoëfficiënt metalen	log Kp (metaal)	n.v.t.	[dm ³ /kg]
zuurdissociatieconstante	pKa	2,80E+00	[-]
fractie niet gedissocieerde stof	fnd	6,31E-04	[-]
bcf metalen (groenten-aardappel)	3,50E-02	n.v.t.	[(mg/kg d.g.) / (mg/kg d.g.)]
bcf organische stoffen (blad)	BCFPWS	3,50E-02	[(mg/kg v.g.) / (mg/dm ³)]
bcf organische stoffen (wortel)	BCFPWR	1,20E-02	[(mg/kg v.g.) / (mg/dm ³)]

CRITERIA GEZONDHEIDSRISICO

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
maximaal toelaatbaar risiconiveau mens	MTR	1,25E-05	[mg/(kg l.g. d)]
toelaatbare concentratie lucht	TCL	n.v.t.	[mg/m ³]
tdi inhalatoir kind	MTR_LC	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]
tdi inhalatoir volwassene	MTR_LA	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]

LOCATIE SPECIFIEKE GEGEVENS

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
bodemgehalte	CS	7,18E-01	[mg/kg d.w.]
bodemtemperatuur	T	283	[K]
volume lucht fractie in bodem	Va	0,20	[-]
volume water fractie in bodem	Vw	0,30	[-]
volume vaste fractie in bodem	Vs	0,50	[-]
fractie organische koolstof	foc	0,0580	[-]
lutum gehalte	L	25	[%]
pH	pH	6,00	[-]
bulkdichtheid droge grond	SD	1,20	[kg/dm ³]

MODEL PARAMETER WAARDEN

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
gasconstante	R	8,31	[Pa.m ³ /mol.k]
grenslaagdikte	d	0,01	[m]
diepte verontreiniging t.o.v maaiveld	dp	1,25	[m]
ventilatievoud kruipruimte	Vv	1,10	[1/h]
hoogte kruipruimte	Bh	0,50	[m]
bijdrage kruipruimte lucht aan binnenlucht (fractie)	fbi	0,10	[-]
diameter verontr. gebied	Lp	100	[m]
verhouding droog/vers aardappelen of knolgroente	fdwr	0,167	[-]
verhouding droog/vers bladgroente	fdws	0,098	[-]
depositie constante	dpconst	1,00E-02	[-]
fractie grond in stof binnen	frsi	0,80	[-]
fractie grond in stof buiten	frso	0,50	[-]
verdunningsfactor poriewater - grondwater	fdil	1,00	[-]
temperatuur badwater	Tsh	313	[K]
drinkwaterconstante	dwconst	45,60	[-]
fractie blootgestelde huid douchen	fexp	4,00E-01	[-]

retentiefactor deeltjes in longen	fr	7,50E-01	[-]
relatieve absorptiefactor algemeen (excl grond)	Fa	1,00E+00	[-]
relatieve absorptiefactor grond	Fag	1,00E+00	[-]
matrixfactor dermale absorptie	fm	1,50E-01	[-]
douchetijd per keer	tdc	2,50E-01	[h/d]
verblijf in badkamer	td	5,00E-01	[h]
type waterleiding	waterl	1,00E+00	code 1=PE/code 0 = metaal
fractie verontreinigde aardappel of knolgewas	Fvk	1,00E-01	[-]
fractie verontreinigd bladgewas	Fvb	1,00E-01	[-]

beschrijving	symbool	waarde voor kind	waarde voor volw.	eenheid
lichaamsgewicht	BWc,a	1,50E+01	7,00E+01	[kg]
dagelijkse inname grond	AIDc,a	1,00E-04	5,00E-05	[kg ds/d]
gewasconsumptie aardappelen of knolgewas	Qk'c,a	5,95E-02	1,22E-01	[kg vg/d]
gewasconsumptie bladgroente	Qb'c,a	5,83E-02	1,39E-01	[kg vg/d]
drinkwaterconsumptie	Qdw,c,a	1,00E+00	2,00E+00	[dm3/d]
geinhaleerde bodem deeltjes	ITSPc,a	3,13E-07	8,33E-07	[kg/d]
verblijftijd binnen (jaargemiddeld per dag)	Tiic,a	2,11E+01	2,29E+01	[h]
verblijftijd buiten (jaargemiddeld per dag)	Tioc,a	2,86E+00	1,14E+00	[h]
ademvolume	Avc,a	3,17E-01	8,33E-01	[m3/h]
oppervlak lichaam	Atotc,a	9,50E-01	1,80E+00	[m2]
blootgesteld oppervlak binnen	Aexpci,a	5,00E-02	9,00E-02	[m2]
blootgesteld oppervlak buiten	Aexpc,ao	2,80E-01	1,70E-01	[m2]
bedekkingsgraad huid binnen	DAEci,ai	5,60E-04	5,60E-04	[kg/m2]
bedekkingsgraad huid buiten	DAEco,ao	5,10E-03	3,75E-02	[kg/m2]
dermale absorptiesnelheid	DARc,a	1,00E-02	5,00E-03	[1/h]
tijd blootstelling contact grond binnen	Tbci,ai	9,14E+00	1,49E+01	[h/d]
tijd blootstelling contact grond buiten	Tbco,ao	2,86E+00	1,14E+00	[h/d]
verduunningssnelheid	Vfc,a	1,61E+02	3,25E+02	[m/h]

naam gebruiker model	Gebruiker CSOIL C:\Users\Jet\Documents\Mijn Projecten\RIVM\CSoil 1.0 28-11-2008.xls	datum versie	16 mei 2017 1.0
bestandsnaam		CASnr. considered receptor	0 levenslang gemiddeld
contaminant	PFOA		
Bodemgebruik	groen met natuurwaarden		
opmerkingen			

HUMANE RISICO GRENSWAARDEN

SRC humaan risico index bodemgehalte C gw-max	4,166 1,00 (levenslang gemiddeld) 4,166E+00 mg/kg ds 3,93E-01 ug/dm3
---	---

BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG GEMIDDELDE

in mg/kg l.g. *d					
	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	5,55E-06	0,00E+00	5,95E-07	2,31E-09	0,00E+00
volwassene	5,95E-07	0,00E+00	2,85E-07	1,30E-09	0,00E+00
levenslang gemiddeld	1,02E-06	0,00E+00	3,11E-07	1,39E-09	0,00E+00
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	1,91E-08	0,00E+00	1,83E-05	1,66E-07	5,05E-06
volwassene	5,36E-09	0,00E+00	7,85E-06	9,37E-08	2,05E-06
levenslang gemiddeld	6,54E-09	0,00E+00	8,75E-06	9,99E-08	2,31E-06

PROCENTUELE BIJDRAGE BLOOTSTELLINGSROUTES KIND, VOLWASSENE, LEVENSLANG

in %					
	ingestie grond	dermale opname binnen grond	dermale opname buiten grond	inhalatie grond	inhalatie binnenlucht
kind	18,69%	0,00%	2,00%	0,01%	0,00%
volwassene	5,47%	0,00%	2,61%	0,01%	0,00%
levenslang gemiddeld	8,16%	0,00%	2,49%	0,01%	0,00%
	inhalatie buitenlucht	consumptie gewas eigen tuin	consumptie drinkwater	inhalatie damp douchen	dermale opname baden
kind	0,06%	0,00%	61,68%	0,56%	17,00%
volwassene	0,05%	0,00%	72,16%	0,86%	18,84%
levenslang gemiddeld	0,05%	0,00%	70,02%	0,80%	18,47%

CONCENTRATIES IN RELEVANTE MILIEUCOMPARTIMENTEN

bodem (mg/kg ds)	4,17E+00	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	1,43E-02	binnenlucht (mg/m3)	1,94E-04
poriewater (mg/dm3)	6,03E-01	(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	8,35E-03	kruipruimte (mg/m3)	1,94E-03
porielucht (mg/dm3)	4,00E-04	(an)organisch C plant-blad (mg/kg vers)	-		
		(an)organisch C plant-knol/aardappel (mg/kg vers)	-		

INVOER GEGEVENS

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
type stof	0	organische contaminant	
stofspectifieke parameters			
molmassa	M	414,09	[g/mol]
wateroplosbaarheid	S	7,09E+03	[mg/dm ³]
dampdruk zuivere stof	Vp	2,68E+01	[Pa]
octanol-water verdelingscoëfficiënt	log Kow	4,81E+00	[-]
organisch koolstof gecorrigeerde verdelingscoëff.	log Koc	2,06E+00	[dm ³ /kg]
permeatie coëfficiënt pe waterleiding	Dpe	1,00E-07	[m ² /d]
partiticoëfficiënt metalen	log Kp (metaal)	n.v.t.	[dm ³ /kg]
zuurdissociatieconstante	pKa	2,80E+00	[-]
fractie niet gedissocieerde stof	fnd	6,31E-04	[-]
bcf metalen (groenten-aardappel)	3,50E-02	n.v.t.	[(mg/kg d.g)/(mg/kg d.g.)]
bcf organische stoffen (blad)	BCFPWS	3,50E-02	[(mg/kg v.g) / (mg/dm ³)]
bcf organische stoffen (wortel)	BCFPWR	1,20E-02	[(mg/kg v.g) / (mg/dm ³)]

CRITERIA GEZONDHEIDSRISICO

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
maximaal toelaatbaar risiconiveau mens	MTR	1,25E-05	[mg/(kg l.g. d)]
toelaatbare concentratie lucht	TCL	n.v.t.	[mg/m ³]
tdi inhalatoir kind	MTR_LC	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]
tdi inhalatoir volwassene	MTR_LA	n.v.t.	[mg/(kg l.g. d)]

LOCATIE SPECIFIEKE GEGEVENS

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
bodemgehalte	CS	4,17E+00	[mg/kg d.w.]
bodemtemperatuur	T	283	[K]
volume lucht fractie in bodem	Va	0,20	[-]
volume water fractie in bodem	Vw	0,30	[-]
volume vaste fractie in bodem	Vs	0,50	[-]
fractie organische koolstof	foc	0,0580	[-]
lutum gehalte	L	25	[%]
pH	pH	6,00	[-]
bulkdichtheid droge grond	SD	1,20	[kg/dm ³]

MODEL PARAMETER WAARDEN

<i>beschrijving</i>	<i>symbool</i>	<i>waarde</i>	<i>eenheid</i>
gasconstante	R	8,31	[Pa.m ³ /mol.k]
grenslaagdikte	d	0,01	[m]
diepte verontreiniging t.o.v maaiveld	dp	1,25	[m]
ventilatievoud kruipruimte	Vv	1,10	[1/h]
hoogte kruipruimte	Bh	0,50	[m]
bijdrage kruipruimte lucht aan binnenlucht (fractie)	fbi	0,10	[-]
diameter verontr. gebied	Lp	100	[m]
verhouding droog/vers aardappelen of knolgroente	fdwr	0,167	[-]
verhouding droog/vers bladgroente	fdws	0,098	[-]
depositie constante	dpconst	1,00E-02	[-]
fractie grond in stof binnen	frsi	0,80	[-]
fractie grond in stof buiten	frso	0,50	[-]
verdunningsfactor poriewater - grondwater	fdil	1,00	[-]
temperatuur badwater	Tsh	313	[K]
drinkwaterconstante	dwconst	45,60	[-]
fractie blootgestelde huid douchen	fexp	4,00E-01	[-]

retentiefactor deeltjes in longen	fr	7,50E-01	[-]
relatieve absorptiefactor algemeen (excl grond)	Fa	1,00E+00	[-]
relatieve absorptiefactor grond	Fag	1,00E+00	[-]
matrixfactor dermale absorptie	fm	1,50E-01	[-]
douchetijd per keer	tdc	2,50E-01	[h/d]
verblijf in badkamer	td	5,00E-01	[h]
type waterleiding	waterl	1,00E+00	code 1=PE/code 0=metaal
fractie verontreinigde aardappel of knolgewas	Fvk	0,00E+00	[-]
fractie verontreinigd bladgewas	Fvb	0,00E+00	[-]

beschrijving	symbool	waarde voor kind	waarde voor volw.	eenheid
lichaamsgewicht	BWc,a	1,50E+01	7,00E+01	[kg]
dagelijkse inname grond	AIDc,a	2,00E-05	1,00E-05	[kg ds/d]
gewasconsumptie aardappelen of knolgewas	Qk'c,a	5,95E-02	1,22E-01	[kg vg/d]
gewasconsumptie bladgroente	Qb'c,a	5,83E-02	1,39E-01	[kg vg/d]
drinkwaterconsumptie	Qdw,c,a	1,00E+00	2,00E+00	[dm3/d]
geinhaleerde bodem deeltjes	ITSPc,a	1,11E-08	2,92E-08	[kg/d]
verblijftijd binnen (jaargemiddeld per dag)	Tiic,a	0,00E+00	0,00E+00	[h]
verblijftijd buiten (jaargemiddeld per dag)	Tioc,a	1,00E+00	1,00E+00	[h]
ademvolume	Avc,a	3,17E-01	8,33E-01	[m3/h]
oppervlak lichaam	Atotc,a	9,50E-01	1,80E+00	[m2]
blootgesteld oppervlak binnen	Aexpci,a	5,00E-02	9,00E-02	[m2]
blootgesteld oppervlak buiten	Aexpco,ao	2,80E-01	1,70E-01	[m2]
bedekkingsgraad huid binnen	DAEci,ai	5,60E-04	5,60E-04	[kg/m2]
bedekkingsgraad huid buiten	DAEco,ao	5,10E-03	3,75E-02	[kg/m2]
dermale absorptiesnelheid	DARc,a	1,00E-02	5,00E-03	[1/h]
tijd blootstelling contact grond binnen	Tbci,ai	0,00E+00	0,00E+00	[h/d]
tijd blootstelling contact grond buiten	Tbco,ao	1,00E+00	1,00E+00	[h/d]
verduunningsnelheid	Vfc,a	1,61E+02	3,25E+02	[m/h]

RIVM

De zorg voor morgen begint vandaag