



Kennisnotitie

Handreiking beoordeling PFAS in irrigatiewater

1 Inleiding

Het RIVM heeft in opdracht van Waterschap Rivierenland (WSRL) in [Kennisupdate 2024-0004](#) een overzicht gemaakt van de beschikbare methodieken om de risico's van PFAS te beoordelen voor een aantal belangrijke gebruiksfuncties van oppervlaktewater. Een van die functies is het gebruik als irrigatiewater voor moestuinen met daaraan gekoppeld de consumptie van groenten.

Bovengenoemde Kennisupdate 2024-0004 beschrijft de beschikbare methodieken op hoofdlijnen. Het huidige document is opgesteld in opdracht van WSRL en is hiervan een verdere uitwerking. Het biedt een praktische handreiking voor een eerste inschatting van de risico's van **irrigatie van moestuinen met oppervlaktewater** waarin PFAS zijn aangetroffen. De methode gaat ervan uit dat mensen veel gewassen consumeren die van één plek afkomstig zijn. Daarmee is de methode *niet* van toepassing op commerciële tuin- of akkerbouw.

Het RIVM merkt op voorhand op dat dit document geen invulling is van een formele waterkwaliteitstoetsing volgens de Kaderrichtlijn water. De hier beschreven werkwijze is enkel gebaseerd op de technisch-wetenschappelijke inzichten van het RIVM met betrekking tot de risico's van PFAS en houdt geen rekening met (toekomstige) wettelijke verplichtingen en/of beleidsmatige keuzes. De toepassing van dit document en daaruit voortvloeiende besluiten zijn dan ook de verantwoordelijkheid van de gebruiker.

Dit advies gaat over de manier waarop de resultaten van metingen kunnen worden vergeleken met de risicogrenzen. De manier van bemonsteren en hoe moet worden omgegaan met variaties in ruimte en tijd is geen onderdeel van dit advies.

2 Mengselbeoordeling met behulp van de RPF-methode

PFAS komen bijna nooit als enkele stof voor, maar meestal in mengsels met meerdere PFAS. PFAS die op een vergelijkbare manier werken dragen bij aan de totale giftigheid van het mengsel. Daarom moeten zoveel mogelijk PFAS worden meegenomen bij de risicobeoordeling.

Met het oog hierop heeft het RIVM de zogenoemde RPF-methode ontwikkeld voor het beoordelen van *directe orale* blootstelling van mensen aan PFAS-mengsels, bijvoorbeeld via voedsel, drinkwater, of het inslikken van zwemwater. Bij de beoordeling van PFAS in irrigatiewater is echter sprake van *indirecte orale* blootstelling via consumptie van gewassen. De RPF-methode kan daarom niet zonder meer worden toegepast op het irrigatiewater (wel op de moestuingewassen zelf, zie bijvoorbeeld Boon & Te Biesebeek (2022)). Deze handreiking biedt een pragmatische werkwijze om toch rekening te houden met de relatieve potentie van PFAS bij de beoordeling van het gebruik van oppervlaktewater als irrigatiewater. Bijlage 1 gaat verder in op deze indicatieve werkwijze en de bijbehorende beperkingen.

RIVM

A. van Leeuwenhoeklaan 9
3721 MA Bilthoven
Postbus 1
3720 BA Bilthoven
www.rivm.nl

T 088 689 91 11

Auteurs:

Arjen Wintersen
Els Smit

Centrum:

DMG en VSP

Contact:

arjen.wintersen@rivm.nl

Kenmerk:

KN-2024-0016

DOI: 10.21945/RIVM

KN-2024-0016

Datum:

01-05-2024

3 Werkwijze voor metingen in irrigatiewater

Het uitgangspunt van deze eenvoudige *indicatieve* wijze van beoordelen is dat het irrigatiewater getoetst wordt aan de opgeloste concentraties die in evenwicht zijn met de risicogrenzen voor bodem bij gebruik als moestuin (zie verder Bijlage 1). Voor PFAS in bodem zijn op dit moment echter uitsluitend voor PFOS, PFOA en HFPO-DA (GenX) risicogrenzen voor bodem afgeleid. Voor de overige PFAS is het nu nog niet mogelijk om risicogrenzen af te leiden voor bodem, wegens het ontbreken van informatie over de overdracht van PFAS van bodem naar gewas. Om toch een indicatieve toetsing mogelijk te maken, gaat de onderstaande werkwijze uit van de risicogrens voor PFOA voor het bodemgebruik 'moestuinieren'. Voor de andere PFAS wordt een risicogrens geschat op basis van de RPF-methode. Op deze manier wordt wel rekening gehouden met verschillen in toxiciteit, maar verschillen in de wijze waarop de externe blootstelling (buiten het menselijk lichaam) tot stand komt worden niet tot uitdrukking op deze wijze.

De risicogrens voor PFOA voor bodem voor het gebruik 'moestuinieren' is 2,3 µg/kg (Wintersen & Otte, 2021). Uitgaande van simpele lineaire evenwichtspartitie (zie Bijlage 1) komt dit overeen met een opgeloste concentratie PFOA van 350 ng/L. Deze waarde geldt voor de beoordeling van concentraties PFOA in irrigatiewater. Om het gehele mengsel van PFAS te kunnen beoordelen wordt gebruik gemaakt van de RPF methodiek. RPF staat voor 'Relatieve Potentie Factor' en is een maat voor de schadelijkheid van verschillende PFAS ten opzichte van de referentiestof PFOA (perfluorooctaanzuur). De RPF's zijn berekend uit studies naar de effecten van PFAS op de lever. Er zijn aanwijzingen dat soortgelijke potentieverschillen aanwezig zijn voor andere eindpunten (RIVM, 2021). Met behulp van de RPF-methode kunnen concentraties van individuele PFAS worden omgerekend in 'PFOA-eenheden' (zogenoemde PFOA-equivalenten, afgekort PEQ). Dit gebeurt door de concentratie van een afzonderlijke PFAS in een irrigatiewatermonster ($C_{\text{irr.water}, i}$; in ng/g versgewicht) te vermenigvuldigen met zijn RPF. In formule:

$$\sum \text{PEQ}_{\text{irrigatiewater}} = \sum_{i=1}^n (C_{\text{irr.water}, i} \times \text{RPF}_i)$$

waar i één PFAS in het mengsel is en n het aantal PFAS in het irrigatiewatermonster.

De som-PEQ in het irrigatiewater kan worden vergeleken met de risicogrens voor PFOA in poriewater van 350 ng PEQ/L. Voor meer uitleg over deze waarde, zie Bijlage 1. Deze ΣPEQ is afhankelijk van de concentratie waarin individuele PFAS in het irrigatiewater zitten en hun RPF. PFAS die minder potent zijn dan PFOA ($\text{RPF} < 1$), dragen verhoudingsgewijs minder bij aan de ΣPEQ dan PFAS die potenter zijn en meer bioaccumuleren ($\text{RPF} > 1$).

3.1 Beschikbare RPF's voor irrigatiewatermonsters

Er is een [lijst van beschikbare RPF's](#) met alle tot nog toe bekende RPF's die kunnen worden gebruikt voor het beoordelen van irrigatiewater. Voor veel PFAS die in het milieu worden aangetroffen kan nog geen RPF worden berekend, omdat gegevens over levertoxiciteit ontbreken. Van een aantal van deze stoffen is bekend dat ze op termijn in het milieu kunnen afbreken en dan andere PFAS vormen. Een voorbeeld is perfluorooctaansulfonamide (PFOSA), een zogenoemde precursor waaruit PFOS kan ontstaan als afbraakproduct. Om rekening te houden met een mogelijke toename van potente PFAS in het milieu door afbraak, gebruiken we de RPF's van afbraakproducten voor de risicobeoordeling van irrigatiewatermonsters (Smit & Verbruggen, 2022; Van der Aa et al., 2022). **Gebruik voor het beoordelen van irrigatiewatermonsters daarom**

niet alleen de RPFs uit Tabel 1 van [de RPF-lijst](#), maar ook de RPF's voor milieumonsters uit Tabel 2 van die lijst.

Over verschillen in de toxische potentie tussen lineaire en vertakte PFAS is vrijwel geen informatie beschikbaar. Daarom wordt aangenomen dat beide even potent zijn en wordt dezelfde RPF gebruikt voor zowel lineaire als vertakte PFAS.

De lijst van RPF's wordt aangepast als er aanvullende gegevens zijn voor andere PFAS en/of RPF's worden herzien op basis van nieuwe informatie.

3.2 Werkwijze voor niet-kwantificeerbare PFAS

Bij de interpretatie van PFAS-metingen is het belangrijk om te weten wat de grenzen van de analysemethode zijn. Daarvoor bestaan twee maten: de detectielimiet of detectiegrens (limit of detection, LOD) en de kwantificatielimiet of rapportagegrens (limit of quantification; LOQ). De LOD is de laagste concentratie waarbij de aanwezigheid van een bepaalde stof in het monster kan worden opgemerkt, de precieze hoogte van de concentratie is echter onzeker. De LOQ is de laagste concentratie van een stof in een monster die *kwantitatief* kan worden vastgesteld. De LOD is per definitie gelijk aan of lager dan de LOQ. De meeste laboratoria gebruiken de LOQ (rapportagegrens) in hun rapportages.

Vaak is een deel van de geanalyseerde PFAS in een monster gerapporteerd als <LOD of <LOQ. Bij het berekenen van de som-PEQ worden dan doorgaans twee scenario's doorgerekend. In het zogenoemde 'lower bound' (LB) scenario is de concentratie van de niet kwantificeerbare PFAS gelijkgesteld aan 0 ng/L. Dit is mogelijk een onderschatting, want een stof kan aanwezig zijn in lagere concentraties dan wat met de gebruikte analysemethode kwantitatief kon worden aangetoond. Als alternatief kan worden gerekend met de LOQ, dit is het zogenoemde 'upper bound' (UB) scenario. Dit is een overschatting, omdat ervan wordt uitgegaan dat de PFAS aanwezig was op het niveau van de LOQ. Als analyseresultaten zijn gerapporteerd als <LOQ, wordt het UB-scenario berekend met de LOQ en als de resultaten zijn gerapporteerd als <LOD met de LOD). Soms worden concentraties gerapporteerd tussen de LOD en LOQ. Deze resultaten kunnen als zodanig worden gebruikt, hoewel er onzekerheid is over de werkelijke concentratie.

Voor zowel het LB als het UB scenario is het van belang dat zo veel mogelijk (bij voorkeur alle) PFAS waarvoor een RPF beschikbaar is, ook daadwerkelijk worden geanalyseerd. Bij analyse van een geringe set PFAS worden de risico's in zowel het LB als UB scenario onderschat, als niet alle relevante PFAS zijn geanalyseerd. Dit geldt bijvoorbeeld als alleen naar PFOA, PFNA, PFOS en PFHxS is gekeken en PFDA in aanzienlijke concentraties aanwezig blijkt te zijn.

3.3 Voorbeeldberekening voor metingen in irrigatiewater

Tabel 1 geeft voor een aantal PFAS fictieve - maar realistische - concentraties in oppervlaktewater dat kan worden gebruikt als irrigatiewater. De concentratie van elke PFAS wordt omgerekend in PFOA-equivalenten (PEQ) door de concentraties in het watermonster te vermenigvuldigen met de bijbehorende RPF. In dit voorbeeld is de Σ PEQ met 75-76 ng PEQ/L lager dan de risicogrens van 350 ng PEQ/L. De conclusie is dan ook dit monster voldoet aan de risicogrens voor PFAS. In dit monster dragen vooral PFHpA, PFOS, PFNA en PFDA bij aan de Σ PEQ. Deze stoffen zijn meer potent dan veel andere PFAS. De concentraties PFBA, PFPeA, PFHxA en PFBS zijn weliswaar hoger, maar door hun lagere potentie dragen deze stof maar weinig bij aan de Σ PEQ.

In dit voorbeeld is het verschil tussen het LB en UB scenario klein. Dit komt doordat de rapportagegrenzen voor de individuele PFAS relatief laag zijn. Als de rapportagegrenzen hoger zijn, tellen ze ook meer mee in het UL-scenario. Het is dus van belang om zoveel mogelijk PFAS met een zo laag mogelijke LOQ te meten.

Tabel 1 Voorbeeldberekening van de totale concentratie PFAS in een oppervlaktewatermonster dat wordt gebruikt voor irrigatie, uitgedrukt in PFOA-equivalenten (Σ PEQ).

PFAS	Fictieve concentratie ^b [ng/L]	RPF	PEQ LB ^c [ng/L]	PEQ UB ^c [ng/L]
PFBA	11	0,05	0,55	0,55
PFPeA	24	0,05	1,2	1,2
PFHxA	30	0,01	0,30	0,30
PFHpA	17	1	17	17
PFOA-tot	0,9	1	0,90	0,90
PFNA	2,6	10	26	26
PFDA	1,5	10	15	15
PFUnDA	0,3	4	1,2	1,2
PFDoDA	0,2	3	0,60	0,60
PFTTrDA	<0,1	3	0	0,30
PFTeDA	<0,1	0,3	0	0,030
HFPO-DA	0,3	0,06	0,018	0,018
DONA	<0,05	0,03	0	0,0015
PFBS	10	0,001	0,010	0,010
PFPeS	0,4	0,6	0,24	0,24
PFHxS-tot	0,4	0,6	0,24	0,24
PFHpS	0,2	2	0,40	0,40
PFOS	5,1	2	10	10
PFNS	<0,05	-d	-d	-d
PFDS	<0,05	2	0	0,10
4:2FTS	<0,05	0,05	0	0,0025
6:2FTS	1,1	1	1,1	1,1
8:2FTS	<0,05	10	0	0,5
N-MeFOSAA	0,05	2	0,10	0,10
N-EtFOSAA	<0,1	2	0	0,20
FOSA	<0,1	2	0	0,20
Σ PEQ			75	76

a Volledige stofnamen en CAS nummers staan in <https://www.rivm.nl/pfas/rpf>, PFNS is perfluornonaansulfonzuur (CAS: 375-95-1).

b Concentraties met een "<" symbool geven aan dat de concentratie onder de LOD of LOQ ligt. De genoemde waarde is de LOD of LOQ. Het is mogelijk dat de LOD wordt gerapporteerd in plaats van de LOQ.

c Voor <-waarden wordt de LB-PEQ berekend met 0 ng/L, de UB-PEQ met de LOQ. Als waarden zijn gerapporteerd als <LOD, wordt de LOD gebruikt.

d Geen waarde beschikbaar.

4 PEQ-tool

Het RIVM heeft een rekentool gemaakt om de beoordeling van watermonsters met PFAS te faciliteren. Deze tool is op te vragen bij het RIVM (info@rivm.nl).

5. Discussie en toekomstige ontwikkelingen

Deze Kennisnotitie biedt een handreiking voor een *indicatieve* inschatting van de risico's van gebruik van oppervlaktewater voor irrigatie van moestuinen. De methode is met name indicatief, omdat geen rekening wordt gehouden met de verschillen in opname van stoffen door gewassen.

De voorgestelde werkwijze verschilt enigszins van de globale werkwijze zoals geschetst in [Kennisupdate 2024-0004](#). Dat advies was gebaseerd op een evenwichtsconcentratie met de risicogrens voor PFOS in bodem (110 ng/L). Om een beoordeling van het volledige PFAS-mengsel te kunnen doen, inclusief het gebruik van de RPF's, is in deze handreiking de evenwichtsconcentratie voor PFOA als uitgangspunt genomen.

Literatuur

Inclusief referenties uit Bijlage 1

- Bil W, Zeilmaker M, Fragki S, Lijzen J, Verbruggen E, Bokkers B. 2021. Risk assessment of per- and polyfluoroalkyl substance mixtures: a relative potency factor approach. *Environ Toxicol Chem* 40 (3): 859–870.
- Boon P, Te Biesebeek JD. 2022. Risicobeoordeling van PFAS in moestuingewassen uit moestuinen in de gemeenten Dordrecht, Papendrecht, Sliedrecht en Molenlanden. RIVM rapport 2022-0010. [Risicobeoordeling van PFAS in moestuingewassen uit moestuinen in de gemeenten Dordrecht, Papendrecht, Sliedrecht en Molenlanden | RIVM](#).
- EFSA. 2020. Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal* 18 (9): 6223.
- RIVM. 2021. Notitie implementatie van de EFSA som-TWI PFAS. RIVM-notitie 7 april 2021. [Notitie implementatie van de EFSA som-TWI PFAS | RIVM](#)
- RIVM. 2023. Bijlage bij RIVM-brief aan ILT: Indicatieve drinkwaterrichtwaarde trifluorazijnzuur (TFA). [Bijlage bij RIVM-brief aan ILT: Indicatieve drinkwaterrichtwaarde trifluorazijnzuur \(TFA\) | RIVM](#)
- Smit CE, Verbruggen EMJ. 2022. Risicogrenzen voor PFAS in oppervlaktewater. Doorvertaling van de gezondheidkundige grenswaarde van EFSA naar concentraties in water. RIVM- brieffrapport 2022-0074.
- Van der Aa NGFM, Hartmann J, Smit CE. 2022. PFAS in Nederlands drinkwater vergeleken met de nieuwe Europese Drinkwaterrichtlijn en relatie met gezondheidkundige grenswaarde van EFSA. RIVM-brieffrapport 2022-0149.
- Van Breemen PMF, Quick J, Brand E, Otte PF, Wintersen AM, Swartjes FA. 2020. CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description.
- Van Breemen PMF, Quick J, Brand E, Otte PF, Wintersen AM, Swartjes FA. 2020. CSOIL 2020: Exposure model for human health risk assessment through contaminated soil. Technical description. <https://www.rivm.nl/publicaties/csoil-2020-exposure-model-for-human-health-risk-assessment-through-contaminated-soil>
- Wintersen A, Otte P. 2021. Achtergrondwaarden en risicogrenzen ten behoeve van onderbouwing Maximale Waarden PFAS voor toepassen van grond en baggerspecie. [Achtergrondwaarden en risicogrenzen ten behoeve van onderbouwing Maximale Waarden PFAS voor toepassen van grond en baggerspecie \(1.1\) | RIVM](#)

Bijlage 1 Achtergrondinformatie

Risicogrenzen voor PFAS-mengsels

Het RIVM heeft gezondheidkundige en milieurisicogrenzen afgeleid voor PFAS op basis van adviezen van de Europese autoriteit voor voedselveiligheid (EFSA, 2020). EFSA adviseerde voor een mengsel van vier PFAS een Toelaatbare Wekelijkse Inname (TWI) van 4,4 ng/kg lichaamsgewicht per week. Dit komt overeen met een Toelaatbare Dagelijkse Inname (TDI) van 0,63 ng/kg lichaamsgewicht per dag. In voedsel, drinkwater en milieu worden doorgaans echter meer PFAS aangetoond dan alleen de vier uit het EFSA-advies. De verwachting is dat die andere PFAS een vergelijkbaar werkingsmechanisme hebben en in meerdere of mindere mate bijdragen aan de toxiciteit van het totale mengsel. Het RIVM heeft daarom een methode ontwikkeld om ook andere PFAS mee te kunnen nemen (RIVM, 2021).

Rekening houden met relatieve potentie

In paragraaf 3 is de methode al kort uitgelegd. De RIVM-aanpak is vergelijkbaar met de werkwijze voor dioxines en maakt gebruik van kennis over de relatieve giftigheid van verschillende PFAS ten opzichte van PFOA. Op basis van studies naar de effecten van PFAS op de lever zijn zogenoemde 'Relative Potency Factors' berekend, in het Nederlands aangeduid als Relatieve Potentie Factoren (RPF's). Zie onder andere Bil et al. (2021) en RIVM (2023). Een RPF van 0,001 betekent dat deze individuele PFAS 1000 keer minder potent is dan PFOA, een RPF van 10 betekent dat een PFAS 10 keer meer potent is dan PFOA. Door de concentraties van de afzonderlijke PFAS te vermenigvuldigen met hun RPF, kunnen we de concentraties van die PFAS omrekenen in equivalente concentraties PFOA (PFOA-equivalenten, PEQ). De som van de PEQ's (Σ PEQ) van meerdere PFAS in een monster kan worden vergeleken met een norm of risicogrens, eveneens uitgedrukt op basis van PEQ. Het RIVM gebruikt daarvoor de EFSA-TWI als uitgangspunt, omdat de effecten in de onderliggende kritische studie zijn geassocieerd met PFOA en niet met de andere drie PFAS die EFSA heeft onderzocht. Op deze manier vertaalt het RIVM de gezondheidkundige grenswaarde van EFSA naar een bredere lijst van PFAS (RIVM, 2021). De Σ PEQ is afhankelijk van welke individuele PFAS er in het monster zitten en hun concentratie en RPF. Het voorbeeld hieronder laat dit zien.

In watermonster A zitten de stoffen PFBS, PFHxS, PFBA en PFHxA in gelijke concentraties van 1 ng/L. De RPF's variëren van 0,001 tot 0,6, de stoffen zijn dus 1000 tot 1,7 keer minder potent dan PFOA. De Σ PEQ is 0,661 ng PEQ/L. In een tweede monster B zitten PFUnDA, PFDoDA, PFOS en PFNA in gelijke concentraties van 0,25 ng/L. Met RPF's van 2 tot 10, zijn deze stoffen 2 tot 10 keer potenter dan PFOA en de Σ PEQ is 4,75 ng PEQ/L. Simpel opgeteld bevat monster A met 4 ng/L absoluut gezien meer PFAS dan monster B met 1 ng/L. Op basis van de PEQ is monster A echter minder schadelijk dan monster B.

Monster A

Stof	Concentratie [ng/L]	RPF	Concentratie [ng PEQ/L]
PFBS	1	0,001	0,001
PFHxS	1	0,6	0,6
PFBA	1	0,05	0,05
PFHxA	1	0,01	0,01
	$\Sigma = 4$		ΣPEQ = 0,661

Monster B			
Stof	Concentratie [ng/L]	RPF	Concentratie [ng PEQ/L]
PFUnDA	0,25	4	1
PFDoDA	0,25	3	0,75
PFOS	0,25	2	0,5
PFNA	0,25	10	2,5
	Σ = 1		ΣPEQ = 4,75

Pragmatische, indicatieve mengselbeoordeling voor indirecte blootstelling via irrigatiewater

Naast directe blootstelling (bijvoorbeeld via drinkwater), bestaat er ook *indirecte orale externe blootstelling* van mensen vanuit bodem, grondwater of oppervlaktewater. In dit geval gaat het om de inname van PFAS vanuit irrigatiewater via moestuingewassen. De verhouding waarin PFAS zich in het milieu verdelen over bodem, poriewater en gewassen verschilt voor individuele PFAS. Om risicogrenzen voor bodem af te kunnen leiden, moeten daarom ook de K_d (sorptiecoëfficiënt) en overdrachtsfactoren tussen bodem en gewas bekend zijn. Op dit moment is dit alleen het geval voor de stoffen PFOS, PFOA en HFPO-DA (GenX). Om toch een eerste indicatieve beoordeling van een breder mengsel van PFAS in irrigatiewater mogelijk te maken, wordt voorgesteld om hiervoor vooralsnog uit te gaan van de risicogrens voor PFOA, waarbij de bijdragen voor de overige PFAS worden bepaald met de RPF methodiek zoals dat in de benadering voor directe blootstelling gebeurt (zie voorbeeldberekening in paragraaf 3). Daarmee wordt vooralsnog voorbijgegaan aan de verschillende milieu-eigenschappen van PFAS, waarmee deze benadering als indicatief moet worden beschouwd. Hierna wordt toegelicht hoe de risicogrens voor PFOA in irrigatiewater is berekend. Tevens wordt deze indicatieve benadering voor de stoffen PFOS en HFPO-DA vergeleken met de stofspectifieke risicogrenzen om een indruk te krijgen van de verschillen.

De risicogrens voor PFOA in irrigatiewater wordt bepaald als de opgeloste concentratie die in evenwicht is met de risicogrens voor PFOA in bodem voor het bodemgebruik 'Moestuinen' van 2,3 µg/kg (Wintersen & Otte, 2021). Deze waarde is berekend met het humane blootstellingsmodel CSOIL (Van Breemen et al., 2020) voor het scenario 'Wonen met moestuin'. Voor de omrekening van bodem naar irrigatiewater wordt de verdelingscoëfficiënt berekend uit de voor organisch koolstof genormaliseerde sorptiecoëfficiënt en de fractie organisch koolstof:

$$K_d = f_{OC} \cdot K_{oc}$$

waarbij:

Aanduiding	Grootheid en eenheid	Waarde PFOA
K_d	Verdelingscoëfficiënt (L/kg)	6,659
K_{oc}	Organisch koolstof genormaliseerde sorptiecoëfficiënt (L/kg)	114,8*
f_{oc}	Fractie organisch koolstof in standaardbodem (-)	0,058

* Wintersen & Otte (2021)

Vervolgens wordt hiermee de evenwichtsconcentratie in irrigatiewater berekend:

$$C_{\text{irrigatiewater}} = \frac{C_{\text{bodem}}}{K_d} \cdot 1000$$

Waarbij:

Aanduiding	Grootheid en eenheid	Waarde PFOA
$C_{\text{irrigatiewater}}$	Concentratie irrigatiewater (ng/L)	350*
C_{bodem}	Concentratie in bodem (risicogrens moestuin; $\mu\text{g}/\text{kg}$)	2,3

* 2 significante cijfers

De berekende evenwichtsconcentratie PFOA in irrigatiewater van 350 ng/L wordt gebruikt als risicogrens, uitgedrukt in PFOA-equivalenten.

Zoals gezegd wordt hiermee voorbijgegaan aan de verschillende milieueigenschappen van PFAS, omdat de sorptiekaracteristieken van PFOA ook worden toegepast op de andere PFAS. Om een indruk te krijgen van de invloed hiervan, zijn op dezelfde wijze de evenwichtsconcentraties in poriewater berekend voor de stoffen PFOS en HFPO-DA:

Stof	Risicogrens o.b.v. stofspecifieke evenwichtsconcentratie (ng/L)	Risicogrens o.b.v. risicogrens PFOA & RPF (ng/L)
PFOS	110	175
HFPO-DA	3100	5800

Vergelijking van de linker en rechterkolom laat zien dat de uitkomst van beide rekenmethoden in dezelfde orde grootte ligt. De risicogrenzen voor deze twee stoffen op basis van de RPF-methode lijken iets minder kritisch dan de stofspecifieke evenwichtsconcentraties. Het voordeel van de RPF-methode is echter dat veel meer PFAS dan alleen PFOA, PFOS en HFPO-DA kunnen worden meegenomen in de beoordeling, waardoor de RPF-methode een realistischer beeld van de risico's geeft. Voor de overige PFAS kan deze vergelijking niet worden gemaakt omdat daarvoor nog geen risicogrenzen in bodem zijn berekend en/of sorptiegegevens ontbreken.