

OVAM



TRIGGERWAARDEN

PFAS EN FTALATEN

Afleiding voor de waterbodem
publicatiedatum / 11.03.2026



DOCUMENTBESCHRIJVING

- 1 *Titel van publicatie:*
Triggerwaarden PFAS en Ftalaten: Afleiding voor de waterbodem
- 2 *Verantwoordelijke Uitgever:*
OVAM, Vlaamse Milieumaatschappij, UAntwerpen
- 3 *Wettelijk Depot nummer:* D/2026/5024/09
- 4 *Trefwoorden:*
PFAS, Ftalaten, triggerwaarden, risicobeoordeling, benthos
- 5 *Samenvatting:*
Dit rapport beschrijft de afleiding van triggerwaarden voor PFAS en ftalaten in Vlaamse waterbodems op basis van veldgegevens.
- 6 *Aantal bladzijden:* 15
- 7 *Aantal tabellen en figuren:* 3 tabellen
- 8 *Datum publicatie:* 2026
Voor de meest recente versie van dit document kunt u terecht op de OVAM website: ovam.vlaanderen.be
- 9 *Prijs*:* /
- 10 *Begeleidingsgroep en/of auteur:*
Katrien Van de Wiele (OVAM)
Cara Byns (Universiteit Antwerpen)
Lieven Bervoets (Universiteit Antwerpen)
- 11 *Contactpersonen:*
Katrien Van de Wiele (OVAM)
- 12 *Andere titels over dit onderwerp:* /
Waterbodem – Triggerwaarden voor verder onderzoek, 30 juni 2020
Onderzoek van waterbodem en oevers – Code van goede praktijk, 5 mei 2025

U hebt het recht deze brochure te downloaden, te printen en digitaal te verspreiden. U hebt niet het recht deze aan te passen of voor commerciële doeleinden te gebruiken.

De meeste OVAM-publicaties kunt u raadplegen en/of downloaden op de OVAM-website: ovam.vlaanderen.be

* Prijswijzigingen voorbehouden.

INHOUD

1	Achtergrond	5
2	Methode.....	5
3	Afleiden van Triggerwaarden.....	6
3.1	PFAS	7
3.2	Ftalaten	8
4	Discussie.....	9
4.1	Duiding van de triggerwaarden	9
4.2	Positionering ten opzichte van sedimentnormen	10
4.2.1	PFAS	10
4.2.2	Ftalaten	10
4.3	Algemeen besluit en implicaties	11
5	Bibliografie	11
6	Bijlage	13

1 ACHTERGROND

Een aanzienlijk deel van de verontreinigende stoffen, zoals PFAS en ftalaten, die in aquatische ecosystemen terechtkomen, hoopt zich op in de waterbodem. Hierdoor fungeert de waterbodem als een 'reservoir' voor pollutanten, waardoor deze minder beschikbaar zijn in de waterkolom. Tegelijkertijd kunnen pollutanten die door historische verontreiniging in het systeem terechtkwamen, langdurig in verhoogde concentraties in de waterbodem aanwezig blijven (Chon et al., 2012). Door het heropwoelen van sediment of veranderingen in waterkenmerken (zoals pH, zuurstof- en zoutgehalte) kunnen deze pollutanten echter opnieuw vrijkomen in de waterkolom. Dit heeft invloed op de biobeschikbaarheid van de pollutanten. Op deze manier vervullen waterbodems een dubbele rol: enerzijds als reservoir, anderzijds als een potentiële bron van pollutanten (Chiaia-Hernández et al. 2022).

Dit vormt een specifiek risico voor organismen die in de waterbodem leven (Archambault et al., 2010). Om deze risico's te kunnen beoordelen, is het belangrijk om triggerwaarden te bepalen. Een triggerwaarde is gedefinieerd als een concentratie waaronder geen significante effecten op de aanwezige biota worden verwacht. In dit document worden triggerwaarden voor een set aan PFAS componenten en ftalaten afgeleid op basis van veldgegevens. Deze aanpak is gebaseerd op de relatie tussen *in situ* gemeten concentraties van pollutanten en de biologische diversiteit die eveneens *in situ* is bepaald. In deze studie werd de biologische kwaliteit beoordeeld aan de hand van de Biotische Sediment Index (BSI). Deze index analyseert de aanwezigheid, diversiteit en relatieve aantallen van verschillende taxa sedimentorganismen (benthos) (De Pauw & Heylen, 2001). Omdat sommige taxa gevoeliger zijn voor verontreiniging dan andere, krijgen taxa die gedijen in vervuilde omstandigheden een andere tolerantiescore dan soorten die alleen voorkomen in niet-verontreinigd sediment. De BSI heeft een schaal van 0 tot 10, waarbij hogere waarden wijzen op een gezond, soortenrijk ecosysteem met minimale verontreiniging, terwijl lagere waarden duiden op verstoorde ecosystemen met beperkte diversiteit en een oververtegenwoordiging van tolerante soorten, vaak als gevolg van vervuiling of slechte zuurstofomstandigheden.

2 METHODE

Voor de afleiding van triggerwaarden voor sediment zijn diverse methodologische benaderingen beschikbaar. Algemeen kan hierbij een onderscheid worden gemaakt tussen laboratoriumgebaseerde en veldgebaseerde methoden (Kwok et al., 2014; den Besten et al., 2003). Laboratoriumgebaseerde methoden steunen op ecotoxicologische testen onder gecontroleerde omstandigheden, terwijl veldgebaseerde methoden vertrekken van empirische relaties tussen gemeten concentraties van verontreinigende stoffen in de waterbodem en waargenomen biologische effecten of ecologische responsen *in situ* (Gabriels et al., 2010; De Jonghe et al., 2008).

In dit rapport wordt uitsluitend een veldgebaseerde benadering gehanteerd. Deze keuze is gemotiveerd door het vermogen van veldgegevens om de complexiteit van natuurlijke systemen te capteren, inclusief variaties in biobeschikbaarheid en de gelijktijdige aanwezigheid van meerdere stressoren. Hierdoor bieden zij een realistischer beeld van ecologische risico's onder daadwerkelijke omgevingscondities. Binnen deze context wordt de 95ste percentielmethode toegepast voor de afleiding van triggerwaarden.

Bij deze methode wordt de triggerwaarde bepaald op basis van de concentratieverdeling van polluenten in sedimentstalen met een goede biologische kwaliteit, gedefinieerd als een BSI-waarde ≥ 7 . Meer specifiek wordt de triggerwaarde vastgesteld als het 95ste percentiel van de gemeten concentraties binnen deze subset van stalen. Deze benadering werd eerder succesvol toegepast bij de afleiding van triggerwaarden voor onder meer metalen en PCB's (Teuchies et al., 2020). Een belangrijk voordeel van de methode is dat zij toelaat op een voorzorgsgerichte wijze concentratieniveaus te identificeren die onder veldomstandigheden verenigbaar blijven met een goede ecologische toestand.

3 AFLEIDEN VAN TRIGGERWAARDEN

De triggerwaarden in dit rapport werden afgeleid op basis van een veld-gebaseerde dataset die werd aangeleverd door de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). De dataset bestaat uit gepaarde waarnemingen, waarbij per meetlocatie zowel de gemeten concentraties van PFAS en ftalaten in het sediment als de bijhorende Biotische Sediment Index (BSI) beschikbaar zijn. Deze gepaarde structuur vormt een noodzakelijke voorwaarde om statistische relaties te kunnen leggen tussen sedimentconcentraties en ecologische respons.

De dataset omvat meetgegevens verzameld in de periode 2016–2025. Niet alle componenten werden echter gedurende de volledige periode geanalyseerd, wat resulteert in een variabele datasetgrootte per component. Aangezien de afleiding van triggerwaarden sterk afhankelijk is van de statistische robuustheid van de beschikbare gegevens, werden minimumvoorwaarden opgelegd aan de dataset per component:

- Er moeten minstens 100 gepaarde meetresultaten beschikbaar zijn waarbij zowel de sedimentconcentratie als een BSI-waarde ≥ 7 geregistreerd zijn.
- Minstens 5% van de gemeten sedimentconcentraties ligt boven de detectielimiet.

Voor componenten die niet aan deze voorwaarden voldoen, werd geen triggerwaarde berekend. Een overzicht van alle onderzochte chemische componenten en hun overeenkomstige CAS nummers wordt weergegeven in Tabel 3 in de bijlage.

3.1 PFAS

In totaal werden 49 PFAS-componenten onderzocht. Hiervan voldeden 15 componenten aan de vooropgestelde voorwaarden voor de afleiding van een triggerwaarde. Enkel deze 15 componenten zijn opgenomen in de onderstaande tabel (Tabel 1).

Bij de afleiding van triggerwaarden volgens de 95ste-percentiemethode speelt de verdeling van de onderliggende meetgegevens een belangrijke rol. Percentielwaarden zijn immers gevoelig voor de vorm en spreiding van de concentratieverdeling, in het bijzonder bij scheve verdelingen of datasets met een beperkt aantal hoge waarden. Voor enkele componenten werden bij een aantal metingen zeer hoge detectielimieten gerapporteerd. Om te voorkomen dat de berekende triggerwaarden hoofdzakelijk zouden worden bepaald door deze hoge detectielimieten, werden deze meetresultaten uit de dataset verwijderd. Dit was het geval voor de componenten 6:2 FTS, HFPO-DA en PFBA.

Daarnaast bevat de tabel informatie over de omvang van de dataset per component. 'N_{BSI≥7}' geeft het aantal meetlocaties weer waarvoor een BSI-waarde groter dan of gelijk aan 7 werd vastgesteld en waarvoor dus sprake is van een goede ecologische toestand. 'N_{BSI≥7>DL}' duidt het aantal meetresultaten (met BSI ≥ 7) boven de detectielimiet aan, en '%>DL' het overeenkomstige percentage.

Voor de componenten EtPFOSA, MePFOSA, PFOA, PFOS en PFOSA werd een triggerwaarde berekend voor zowel de lineaire vorm als voor de som van de lineaire en vertakte vormen. Deze som wordt in de tabel aangeduid met het toevoegsel 'tot', terwijl de lineaire vorm zonder toevoegsel wordt weergegeven

Tabel 1: Afgeleide triggerwaarden (P95) voor PFAS op basis van veldgegevens, uitgedrukt in µg/kg droog sediment (dg).

Component	N _{BSI≥7}	N _{BSI≥7>DL}	%>DL	P95
6:2 FTS	144	9	6.3	0.59
EtPFOSA	127	9	7.1	0.79
EtPFOSA tot	127	10	7.9	1.4
EtPFOSAA	140	18	13	5.8
HFPO-DA	144	19	13	9.1
MePFOSA	138	13	9.4	1.0
MePFOSA tot	131	14	11	1.9
MePFOSAA	162	28	17	3.0
PFBA	159	25	16	3.6
PFOA	107	11	10	1.5

PFOA tot	107	11	10	1.8
PFOS	122	34	28	2.7
PFOS tot	122	40	33	3.0
PFOSA	134	9	6.7	0.71
PFOSA tot	134	15	11	1.1

3.2 FTALATEN

Net zoals voor PFAS werd de 95ste percentiemethode ook toegepast voor de afleiding van triggerwaarden voor ftalaten. Rekening houdend met de vooropgestelde voorwaarden konden slechts voor 4 van de 8 onderzochte ftalaatcomponenten triggerwaarden worden bepaald. Voor deze vier componenten worden in Tabel 2 de datasetomvang en de daaruit afgeleide triggerwaarden (P95) weergegeven.

Net als voor PFAS werden ook voor drie ftalaatcomponenten (ByBzyFT, DiByFt, DnByFt) meetresultaten met zeer hoge detectielimieten uit de dataset verwijderd, om te voorkomen dat de berekende triggerwaarden hoofdzakelijk door deze hoge detectielimieten zouden worden bepaald.

Tabel 2: Afgeleide triggerwaarden (P95) voor ftalaten op basis van veldgegevens, uitgedrukt in µg/kg droog sediment.

Component	N _{BSI≥7}	N _{BSI≥7>DL}	%>DL	P95
b2EyHyFt	206	144	70	3565
ByBzyFt	195	11	5.6	65
DiByFt	193	18	9.3	133
DnByFt	189	40	21	350

4 DISCUSSIE

4.1 DUIDING VAN DE TRIGGERWAARDEN

De 95ste percentiële methode biedt een systematische basis voor het vastleggen van een beschermende ondergrens voor een brede set aan componenten, waarbij de kans op ecologische risico's beperkt wordt geacht. Aangezien de triggerwaarden gebaseerd zijn op veldgegevens, wordt impliciet rekening gehouden met reële omgevingscondities, zoals biobeschikbaarheid, mengverontreiniging en de aanwezigheid van andere stressoren.

Gezien de empirische wijze waarop de triggerwaarden werden bepaald, kan er geen direct oorzakelijk verband worden vastgesteld tussen de aanwezigheid van pollutanten en het optreden van ecologische effecten. De triggerwaarden dienen daarom in eerste instantie te worden geïnterpreteerd als concentraties waarbij een goede ecologische toestand doorgaans nog wordt waargenomen, eerder dan als harde effectdrempels. Een overschrijding impliceert dan ook niet noodzakelijk dat effectieve ecotoxicologische effecten optreden, maar fungeert eerder als een signaal dat verder onderzoek aangewezen kan zijn.

De resultaten tonen bovendien aan dat de triggerwaarden aanzienlijk variëren tussen componenten. Deze variabiliteit hangt samen met verschillen in toxiciteit, mobiliteit, persistentie en biobeschikbaarheid. Componenten met een hogere toxiciteit of een grotere biobeschikbare fractie kunnen reeds bij lagere concentraties een impact hebben op de benthische gemeenschap, terwijl minder toxische of sterker aan sediment gebonden stoffen doorgaans pas bij hogere concentraties een potentieel risico vormen. Ook de omvang en samenstelling van de dataset beïnvloeden de afgeleide triggerwaarden. Voor bepaalde componenten kan het beschikbare concentratiebereik onvoldoende groot zijn om duidelijke ecologische responsen te detecteren, waardoor de afgeleide triggerwaarden eerder een voorzichtige benadering weerspiegelen. Deze vaststellingen onderstrepen het belang van een component-specifieke benadering en tonen aan dat het hanteren van één uniforme drempelwaarde voor meerdere componenten onvoldoende recht zou doen aan de complexe interacties tussen chemische eigenschappen en ecologische effecten.

De triggerwaarden zijn gebaseerd op de Biotische Sediment Index (BSI), die aan de hand van het voorkomen en de samenstelling van macro-invertebraten de biologische kwaliteit van de benthische levensgemeenschap in aquatische ecosystemen weergeeft. Hoewel de index rekening houdt met de gevoeligheid van organismen voor chemische verontreiniging, gebeurt de determinatie doorgaans tot op het niveau van geslacht of familie. Aangezien de gevoeligheid voor verontreiniging kan variëren tussen soorten binnen dezelfde taxonomische groep, introduceert dit een zekere mate van onzekerheid. Tot slot houden de afgeleide triggerwaarden geen expliciete rekening met mogelijke effecten op andere organismen, zoals kleinere bodemorganismen (<0,5 mm), pelagische soorten, effecten naar hogere trofische niveaus of potentiële humane risico's. Deze aspecten dienen in een verdere risico-evaluatie afzonderlijk te worden onderzocht.

4.2 POSITIONERING TEN OPZICHTE VAN SEDIMENTNORMEN

4.2.1 PFAS

Momenteel zijn sedimentnormen voor PFAS slechts in beperkte mate afgeleid en formeel vastgesteld. Dit gebrek aan normering wordt eveneens benadrukt in het Europese opiniedossier van de Scientific Committee on Health, Environmental and Emerging Risks (SCHEER), waarin nieuw voorgestelde milieukwaliteitsnormen worden geëvalueerd. In dit dossier wordt een sedimentnorm van 13.5 ng/g droog gewicht (dg) voorgesteld voor PFOS (SCHEER, 2022). De afleiding van deze waarde is echter uitsluitend gebaseerd op ecotoxicologische laboratoriumstudies, aangezien werd vastgesteld dat er onvoldoende veld- en mesocosmgegevens beschikbaar zijn om robuustere normen te onderbouwen. Om dezelfde reden werden voor verschillende andere PFAS-componenten geen sedimentnormen voorgesteld. Ook recente literatuur bevestigt deze kennislacune. Zo stellen Ehsan et al. (2025) dat er momenteel noch in de Verenigde Staten noch in Canada officiële milieukwaliteitsnormen voor PFAS in sediment bestaan. Het beperkte aantal beschikbare effectgegevens in het veld wordt hierbij aangehaald als een belangrijke belemmering voor de verdere ontwikkeling van beleidskaders.

Daartegenover stelt het Swiss Centre for Applied Ecotoxicology wel richtwaarden voor PFOS in sediment voor, namelijk 2.7 µg/kg dg ter bescherming van benthische organismen en 1.85 µg/kg dg ter voorkoming van secundaire vergiftiging bij toppredatoren (Casado et al., 2022). Deze normen liggen in dezelfde grootteorde als de triggerwaarden die in deze studie werden afgeleid voor PFOS (2.7 µg/kg dg voor lineair PFOS en 3.0 µg/kg dg voor totaal PFOS). In Noorwegen wordt een alternatieve benadering gehanteerd voor PFOS en PFOA waarbij gewerkt wordt met sedimentkwaliteitsklassen. Voor sedimentklasse II, die overeenkomt met een goede ecologische kwaliteit, varieert de PFOS-norm van 0 tot 2.3 µg/kg dg. Deze waarde ligt in lijn met de in deze studie afgeleide grootteorde en ondersteunt daarmee de robuustheid van de voorgestelde triggerwaarde voor PFOS. Voor PFOA wordt binnen dezelfde sedimentklasse een bereik van 0 tot 713 µg/kg dg gehanteerd. Dit bereik is echter bijzonder breed in vergelijking met de in deze studie afgeleide triggerwaarden (1.5 en 1.8 µg/kg dg voor respectievelijk lineair en totaal PFOA). De onderliggende motivering voor dit ruime concentratiebereik wordt in de beschikbare documentatie niet nader toegelicht.

Hoewel dergelijke vergelijkingen waardevolle context bieden, dient te worden benadrukt dat verschillen tussen normen het gevolg kunnen zijn van uiteenlopende methodologische benaderingen, beschermingsdoelstellingen en regionale milieuocondities. Interpretatie van deze richtwaarden vereist daarom steeds de nodige voorzichtigheid.

4.2.2 Ftalaten

Net als voor PFAS is de normering voor ftalaten voornamelijk gericht op water en biota, terwijl er slechts in beperkte mate sedimentnormen beschikbaar zijn. De meest frequent genormeerde component is DEHP (b2EyHjFt), zoals ook in dit rapport gehanteerd.

In zowel Nederland als Noorwegen worden sedimentnormen voor DEHP toegepast van respectievelijk 59 mg/kg dg en 10 mg/kg dg (Jensen et al., 2019). Deze waarden liggen aanzienlijk hoger dan de in deze studie afgeleide triggerwaarde (3.6 mg/kg dg of 3565 µg/kg dg). Een belangrijk onderscheid is dat de Nederlandse en Noorse

normen voornamelijk gebaseerd zijn op ecotoxicologische laboratoriumstudies, zonder expliciete integratie van veldgegevens.

In Zwitserland wordt daarentegen een sedimentnorm van 1.08 mg/kg dg gehanteerd, die zich binnen dezelfde grootteorde situeert als de hier afgeleide triggerwaarde. Dit kan mogelijk worden verklaard door het feit dat bij de afleiding van deze norm zowel mesocosm- als veldgegevens werden meegenomen, met specifieke aandacht voor de bescherming van benthische organismen (Casado-Martinez & Thieman, 2020).

Deze vergelijking onderstreept het belang van de methodologische benadering bij het afleiden van grens- of triggerwaarden en toont aan dat dergelijke waarden steeds geïnterpreteerd dienen te worden op basis van de onderliggende dataset en beschermingsdoelstellingen.

4.3 ALGEMEEN BESLUIT EN IMPLICATIES

In het algemeen wijst het huidige gebrek aan data en kennis omtrent PFAS in sediment, en hun effecten op het benthische bodemleven, op een duidelijke leemte binnen de beleidsmatige onderbouwing. Het internationale tekort aan sedimentnormen voor PFAS, die bovendien vaak beperkt blijven tot PFOS en PFOA, onderstreept de relevantie en meerwaarde van de in dit rapport afgeleide triggerwaarden.

Hoewel de percentiemethode inherent afhankelijk is van de omvang en representativiteit van de onderliggende dataset en toekomstige herberekeningen op basis van uitgebreidere monitoring aangewezen blijven, doen deze aandachtspunten geen afbreuk aan de praktische toepasbaarheid van de voorgestelde waarden. Toepassing van het voorzorgsprincipe is hierbij aangewezen: het ontbreken van volledige kennis mag geen reden zijn om het beheer van potentiële risico's uit te stellen. De triggerwaarden vormen een robuust screeningsinstrument dat toelaat sedimentlocaties met potentieel verhoogde risico's gericht te identificeren en te prioriteren voor verder onderzoek. Hiermee bieden ze een richtinggevend en toepasbaar kader voor de evaluatie en het beheer van PFAS in Vlaamse waterbodems.

5 BIBLIOGRAFIE

Archambault, V., Usseglio-polatera, P., Garric, J., Wasson, J. G., & Babut, M. (2010). Assessing pollution of toxic sediment in streams using bio-ecological traits of benthic macroinvertebrates. *Freshwater Biology*, 55(7), 1430-1446. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02281.x>

Casado, C., Wildi, M., Ferrari, Benoît J.D., Werner, I. 2022. Strategy for sediment quality assessment in Switzerland. Technical report prepared for the Federal Office of the Environment. Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Lausanne.

Casado-Martinez, C., Thiemann, C. 2020. SQC (EQSsed) – Proposal by the Ecotox Centre for: Bis(2- ethylhexyl) phthalate (DEHP). Lausanne (CH): Swiss Centre for Applied Ecotoxicology; 33 pp.

Chiaia-Hernández, A. C., Casado-Martinez, C., Lara-Martin, P., & Bucheli, T. D. (2022). Sediments: sink, archive, and source of contaminants. *Environmental science and pollution research international*, 29(57), 85761–85765. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24041-1>

Chon, H.-S., Ohandja, D.-G., & Voulvoulis, N. (2012). The role of sediments as a source of metals in river catchments. *Chemosphere*, 88(10), 1250–1256. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.104>

de Jonge, M., van de Vijver, B., Blust, R., & Bervoets, L. (2008). Responses of aquatic organisms to metal pollution in a lowland river in Flanders: A comparison of diatoms and macroinvertebrates. *Science of The Total Environment*, 407(1), 615–629. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.020>

De Pauw, N., & Heylen, S. (2001). Biotic index for sediment quality assessment of watercourses in Flanders, Belgium. *Aquatic Ecology*, 35(2), 121–133. <https://doi.org/10.1023/A:1011478427152>

den Besten, P. J., de Deckere, E., Babut, M. P., Power, B., DelValls, T. A., Zago, C., Oen, A. M. P., & Heise, S. (2003). Biological effects-based sediment quality in ecological risk assessment for European waters. *Journal of Soils and Sediments*, 3(3), 144–162. <https://doi.org/10.1065/jss2003.08.084>

Ehsan, M. N. (2025). Per- and polyfluoroalkyl substances in aquatic sediments: Global distribution, partitioning behavior, and ecological consequences. *Journal of Environmental Quality*, 55(1), e70148. <https://doi.org/10.1002/jeq2.70148>

Gabriels, W., Lock, K., de Pauw, N., & Goethals, P. L. M. (2010). Multimetric Macroinvertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 40(3), 199–207. <https://doi.org/10.1016/J.LIMNO.2009.10.001>

Jensen, J., Sanderson, H., Larsen, M.M., Johansson, L.S. & Kallestrup, H. 2019. Assessment of hazardous substances in Danish sediment and biota according to Norwegian, Swedish and Dutch quality standards. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 38 pp. Technical Report No. 146 <http://dce2.au.dk/pub/TR146.pdf>

Kwok, K. W. H., Batley, G. E., Wenning, R. J., Zhu, L., Vangheluwe, M., & Lee, S. (2014). Sediment quality guidelines: challenges and opportunities for improving sediment management. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(1), 17–27. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1778-7>

Miljødirektoratet. (2016). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020* (M-608). <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m608/m608.pdf>

SCHEER. (2022). Draft environmental quality standards for priority substances under the water framework directive. https://health.ec.europa.eu/publications/scheer-scientific-opiniondraft-environmental-quality-standards-priority-substances-underwater_en

Teuchies, J., Van de Wiele, K., Kayens, G. . (2020). Waterbodem Triggerwaarden – voor verder onderzoek. Geraadpleegd op 24/01/2026, van <https://publicaties.vlaanderen.be/view-file/49205>.

6 BIJLAGE

Tabel 3: Overzicht CAS nummers van PFAS en ftalaten

Parameter Symbol	Parameter Omschrijving	CAS nummer
10:2 FTS	10:2 fluortelomeersulfonzuur (10:2 FTS)	120226-60-0
4:2 FTS	4:2 fluortelomeersulfonzuur (4:2 FTS)	757124-72-4
6:2/8:2 diPAP	6:2/8:2 Fluortelomeerfosfaat diester	943913-15-3
6:2 diPAP	6:2 fluortelomeerfosfaat diester (6:2 diPAP)	57677-95-9
6:2 FTS	6:2 fluortelomeersulfonzuur (6:2 FTS)	27619-97-2
8:2 diPAP	8:2 fluortelomeerfosfaat diester (8:2 diPAP)	678-41-1
8:2 FTS	8:2 fluortelomeersulfonzuur (8:2 FTS)	39108-34-4
b2EyHyFt	bis-(2-ethylhexyl)-ftalaat	117-81-7
ByBzyFt	Butylbenzylftalaat	85-68-7
DcHyFt	Dicyclohexylftalaat	84-61-7
DEyFt	Diethylftalaat	84-66-2
DiByFt	Di-isobutylftalaat	84-69-5
DMyFt	Dimethylftalaat	131-11-3
DnByFt	Di-n-butylftalaat	84-74-2
DnOyFt	Di-n-octylftalaat	117-84-0
DONA	4,8-dioxa-3H-perfluornonaanzuur (DONA)	919005-14-4
DPnyFt	Dipentylftalaat	131-18-0
EtPFOSA	N-ethylperfluorocetaan-1-sulfonamide (EtPFOSA)	4151-50-2
EtPFOSAA	N-ethylperfluorocetaansulfonamidozijnzuur	2991-50-6
EtPFOSA totaal	Totaal N-ethylperfluorocetaansulfonamide (lin+vert)	4151-50-2

HFPO-DA	2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoxy)propionzuur	13252-13-6
MePFBSA	N-methylperfluorbutaansulfonamide (MePFBSA)	68298-12-4
MePFBSAA	N-methylperfluorbutaansulfonamidoazijnzuur	159381-10-9
MePFOSA	N-methylperfluorocetaan-1-sulfonamide (MePFOSA)	31506-32-8
MePFOSAA	N-methylperfluorocetaansulfonamidoazijnzuur	2355-31-9
MePFOSA totaal	Totaal N-methylperfluorocetaansulfonamide (lin+ver)	31506-32-8
PFBA	Perfluorbutaanzuur (PFBA)	375-22-4
PFBS	Perfluorbutaansulfonzuur (PFBS)	375-73-5
PFBSA	Perfluorbutaansulfonamide (PFBSA)	30334-69-1
PFDA	Perfluordecaanzuur (PFDA)	335-76-2
PFDoDA	Perfluordodecaanzuur (PFDoDA)	307-55-1
PFDoDS	Perfluordodecaansulfonzuur (PFDoDS)	79780-39-5
PFDS	Perfluordecaansulfonzuur (PFDS)	335-77-3
PFECHS	Perfluor-4-ethylcyclohexaansulfonzuur (PFECHS)	646-83-3
PFHpA	Perfluorheptaanzuur (PFHpA)	375-85-9
PFHpS	Perfluorheptaansulfonzuur (PFHpS)	375-92-8
PFHxA	Perfluorhexaanzuur (PFHxA)	307-24-4
PFHxDA	Perfluorhexadecaanzuur (PFHxDA)	67905-19-5
PFHxS	Perfluorhexaansulfonzuur (PFHxS)	355-46-4
PFHxSA	Perfluorhexaansulfonamide (PFHxSA)	41997-13-1
PFHxS totaal	Totaal perfluorhexaansulfonzuur (lineair+vertakt)	355-46-4
PFNA	Perfluornonaanzuur (PFNA)	375-95-1
PFNS	Perfluornonaansulfonzuur (PFNS)	68259-12-1
PFOA	Perfluorocetaanzuur (PFOA)	335-67-1
PFOA totaal	Totaal perfluorocetaanzuur (lineair + vertakt)	335-67-1
PFODA	Perfluorocetadecaanzuur (PFODA)	16517-11-6
PFOS	Perfluorocetaansulfonzuur (PFOS)	1763-23-1
PFOSA	Perfluorocetaansulfonamide (PFOSA)	754-91-6
PFOSA totaal	Totaal perfluorocetaansulfonamide (lineair+vertakt)	754-91-6
PFOS totaal	Totaal perfluorocetaansulfonzuur (lineair+vertakt)	1763-23-1
PFPeA	Perfluorpentaanzuur (PFPeA)	2706-90-3
PFPeS	Perfluorpentaansulfonzuur (PFPeS)	2706-91-4

PFTeDA	Perfluortetradecaanzuur (PFTeDA)	376-06-7
PFTrDA	Perfluortridecaanzuur (PFTrDA)	72629-94-8
PFTrDS	Perfluor-1-tridecaansulfonzuur (PFTrS)	791563-89-8
PFUnDA	Perfluorundecaanzuur (PFUnDA)	2058-94-8
PFUnDS	Perfluor-1-undecaansulfonzuur (PFUnS)	749786-16-1