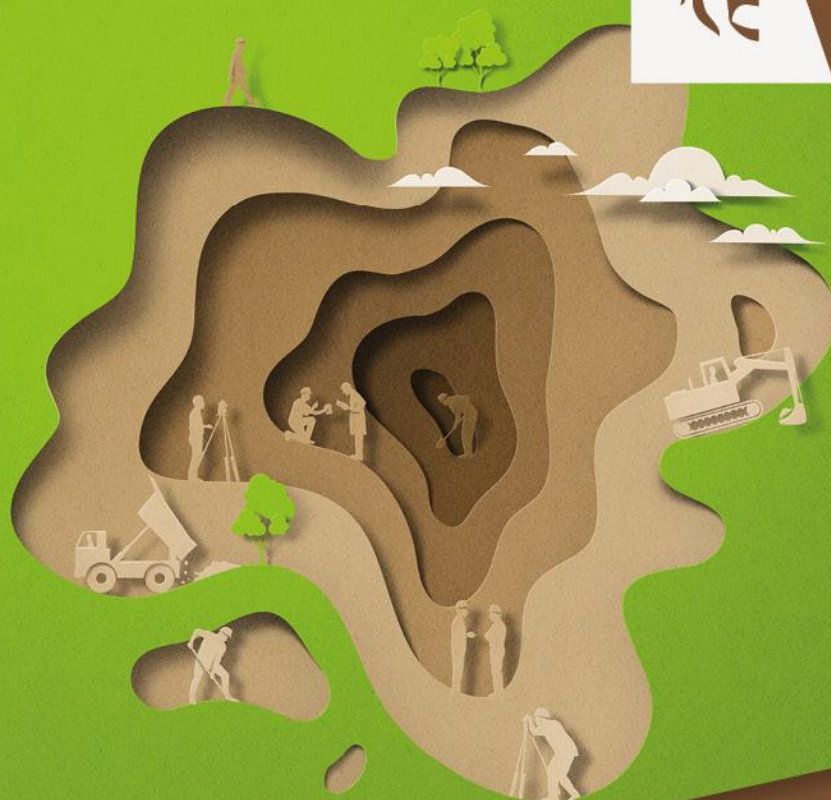




Vlaanderen
is materiaalbewust



HUMANE RISICOBEOORDELING WATERBODEM- VERONTREINIGING

SAMEN MAKEN WE
MORGEN MOOIER

OVAM

OVAM.VLAANDEREN.BE

////////////////////////////////////

HUMANE RISICOBEOORDELING WATERBODEM VERONTREINIGING

Literatuurstudie

Publicatiedatum 05.05.2025

////////////////////////////////////

DOCUMENTBESCHRIJVING

- | | |
|--|--|
| 1 <i>Titel van publicatie:</i>
Humane risicobeoordeling
waterbodemonverontreiniging -
Literatuurstudie | 2 <i>Verantwoordelijke Uitgever:</i>
OVAM |
| 3 <i>Wettelijk Depot nummer:</i> D/2025/5024/05 | 4 <i>Trefwoorden:</i>
waterbodemonderzoek, waterbodemon,
oppervlaktewater, humane
risicobeoordeling, sediment |
| 5 <i>Samenvatting:</i>
Dit rapport heeft tot doel om na te gaan op welke wijze burgers tijdens recreatieve activiteiten zoals zwemmen, watersporten, vissen en wandelen langs waterlopen in contact komen met de verontreinigde waterbodem en oppervlaktewater en hoe de humane risico's van deze activiteiten begroot kunnen worden. | |
| 6 <i>Aantal bladzijden:</i> 79 | 7 <i>Aantal tabellen en figuren:</i> / |
| 8 <i>Datum publicatie:</i> 2025 | 9 <i>Prijs*:</i> / |
| 10 <i>Begeleidingsgroep en/of auteur:</i>
Kaat Touchant (VITO)
Eef De Clercq (VITO)
Jaap Postma (Ecofide)
Marnix Vangheluwe (Arche Consulting)
Katrien Van de Wiele (OVAM) | 11 <i>Contactpersonen:</i>
Katrien Van de Wiele (OVAM)
Kaat Touchant (VITO) |
| 12 <i>Andere titels over dit onderwerp:</i> / | |

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.

SAMENVATTING

Het bodemdecreet bevat een specifieke regeling voor het onderzoek en de sanering van waterbodems. Indien een Duidelijke Aanwijzing voor Ernstige Waterbodemonverontreiniging (DAEW) wordt vastgesteld, dan dient in de risicobeoordeling het humaan risico, het ecologisch risico en het verspreidingsrisico te worden ingeschat.

Tijdens recreatieve activiteiten zoals zwemmen, watersporten, vissen en wandelen/lopen langs de oevers, kunnen burgers (zowel kinderen als volwassenen) in contact komen met verontreinigd sediment/waterbodem en oppervlaktewater.

Dit rapport heeft tot doel om na te gaan op welke wijze de humane risico's van bovenstaande activiteiten ingeschat/begroot kunnen worden. De berekende risicogrenswaarden voor blootstelling aan de waterbodem en het oppervlaktewater werden vervolgens vergeleken met meetwaarden van Vlaamse waterlopen (VMM databank). Vervolgens werden in overleg met de OVAM en derden (stuurgroep) de uitgangspunten voor Vlaanderen vastgelegd.

SUMMARY

The Soil Decree contains specific regulations for the research and remediation of contaminated sediments. If a serious sediment contamination is identified, the human health risk, the ecological risk and the risk of downstream transport should be assessed in the risk assessment.

During recreational activities such as swimming, water sports, fishing and walking, citizens (both children and adults) can be exposed to contaminated sediments and surface water.

The aim of this report is to determine how to assess the human health risks of the above activities. The exposure threshold values for the sediment and surface water were then compared with monitoring data from Flemish rivers (VMM database). The principles for Flanders were established in consultation with OVAM and third parties (steering group).

INHOUDSTAFEL

Samenvatting.....	2
Summary.....	3
Inhoudstafel.....	4
Lijst van tabellen.....	7
1 Inleiding	9
2 Aanwezigheid waterrecreatie - sportvisserij.....	11
3 Sportactiviteiten ter hoogte van oevers.....	12
3.1 Herkomst 'aangepaste' verblijftijden	13
3.2 Hoe verblijftijden aanpassen in S-Risk.....	14
3.3 Conclusie humane risico-beoordeling sportactiviteiten oevers.....	14
4 Waterrecreatie	15
4.1 Ingestie van zwemwater.....	17
4.2 Dermale opname	17
4.3 Ingestie van (water)bodemdeeltjes.....	18
4.4 Blootstellingsfactoren en model parameters.....	19
4.4.1 Zwemfrequentie, ingeslikt water en duur zwembeurt.....	19
4.4.2 Huidoppervlakte in contact met oppervlaktewater	21
4.4.3 Dermale absorptiesnelheid	21
4.4.4 Relevante populatie.....	22
4.5 Afleiden risicogrenswaarde waterbodem	22
4.6 Gezondheidskundig toetsingskader	23
4.7 Risicogrenswaarden - lood en B(a)P.....	24
4.7.1 Lood	27
4.7.2 Benzo(a)pyreen	29
4.7.3 Conclusie.....	31
4.8 Overzicht RGW doorgerekende scenario's.....	33
5 Sportvisserij	38

5.1	Concentratie in vis	39
5.1.1	Risicobeoordeling waterbodembodem – Nederland (Sedisoi)	39
5.1.2	Risicobeoordeling waterbodembodem - Noorwegen	40
5.1.3	Andere modellen	40
5.2	Blootstellingsfactoren.....	41
5.2.1	Kaderrichtlijn water (KRW)	41
5.2.2	Nederlandse en Noorse risicobeoordeling	42
5.2.3	Consumptiehoeveelheden eigen (wild) gevangen vis	42
5.2.4	Relevante populatie.....	45
5.3	Afleidende risicogrenswaarde waterbodembodem	46
5.4	Gezondheidskundige toetsingskader	47
5.5	Overzicht risicogrenswaarden doorerekende scenario's	47
5.5.1	Metalen	47
5.5.2	PAK's	51
5.5.3	Andere parameters.....	51
6	Parameters met triggerwaarden versus parameters in Sedisoil	55
7	Vergelijking RGW met meetwaarden	56
7.1	Metalen	57
7.2	PAKs	60
7.3	PCB.....	62
7.4	Overige stoffen	63
7.5	Conclusie.....	66
8	Conclusie uitgangspunten	68
8.1	Blootstellingsfrequentie zwemmen	68
8.2	Allocatiefactor	68
8.3	Leeftijdsgroep	68
8.4	Consumptiehoeveelheid vis	68
9	Bepalen humaan risico	70
9.1	Bepalen humaan risico sportactiviteiten oever.....	70
9.2	Bepalen humaan risico waterrecreatie	70

9.3	Bepalen humaan risico sportvisserij.....	73
9.4	Conclusie humane risicobeoordeling	73
9.5	Saneringsnoodzaak.....	74
	Literatuurlijst	75
	Bijlage A – Maximale waarden van contaminanten in paling en vis volgens internationale consumptie normen (EU en V.S.) en milieukwaliteitsnormen (Kaderrichtlijn water) (ICES, 2015, geactualiseerd).	77

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1 - Tijdspatronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buiten'	12
Tabel 2 - Tijdspatronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buiten' – sporten oever/dijk	13
Tabel 3 - Tijdspatronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buiten' – sportvisserij.....	14
Tabel 4 – Karakteristieken Nederlandse zwemmers Schets et al. (2011)	19
Tabel 5 – Karakteristieken zwemmer RIVM (2021)	20
Tabel 6 – Tijdspatronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buiten' – oeverrecreatie in combinatie met zwemmen/watersporten.....	25
Tabel 7 – Bijdrage van verschillende blootstellingsroutes tijdens zwemmen voor lood en B(a)P bij levenslange (LL) blootstelling en voor kind (< 6 jaar); 20% TDI; 25 gebeurtenissen/jaar	31
Tabel 8 – Bijdrage van verschillende blootstellingsroutes tijdens zwemmen voor lood en B(a)P bij levenslange (LL) blootstelling en voor kind (< 6 jaar); 100% TDI; 25 gebeurtenissen/jaar	32
Tabel 9 – RGW waterbodembodem (mg/kg ds) en overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater (mg/l) bij 20% TDI.....	34
Tabel 10 – RGW oppervlaktewater in mg/l bij 20% TDI – geen oeverrecreatie.....	35
Tabel 11 – RGW waterbodembodem (mg/kg ds) en overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater (mg/l) bij 100% TDI.....	36
Tabel 12 – RGW oppervlaktewater in mg/l bij 100% TDI – geen oeverrecreatie.....	37
Tabel 13 – Gebruikelijke consumptie van vis (g/dag) in de populatie van 3 tot 64 jaar, in functie van de leeftijd, België, 2014. Overgenomen van Brocatus et al. (2016)	44
Tabel 14 – Consumptie van vis (g/dag) op een consumptiedag in de populatie van 3 tot 64 jaar, in functie van de leeftijd, België, 2014. Overgenomen van Brocatus et al. (2016).....	44
Tabel 15 – Gebruikelijke consumptie van vis (g/kg lichaamsgewicht/dag) in de populatie van 3 tot 64 jaar, in functie van de leeftijd, België, 2014. Overgenomen van Brocatus et al. (2016).....	45
Tabel 16 – Maximale concentraties in vis (µg/g vg) bij verschillende consumptiehoeveelheden, voor kind, volwassene (volw) en bij levenslange uitmiddeling over 70 jaar (LL)	48
Tabel 17 – Risicogrenswaarde waterbodembodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; consumptie van 5 g/d (volwassene) en 1,5 g/d (kind)	49
Tabel 18 – Risicogrenswaarde waterbodembodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 2: kind; consumptie van 1,5 g/d	49
Tabel 19 – Risicogrenswaarde waterbodembodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 4: levenslang; consumptie van 21,6 g/d (volwassene) en 14,4 g/d (kind)	49
Tabel 20 – Risicogrenswaarde waterbodembodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 5: kind; consumptie van 14,4 g/d	50
Tabel 21 - Risicogrenswaarde waterbodembodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; NL consumptie van 5 g/d (volwassene) en 1,5 g/d (kind) en 100 % TDI.	50
Tabel 22 – Risicogrenswaarde waterbodembodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; VL consumptie van 21,6 g/d (volwassene) en 14,4 g/d (kind) en 100 % TDI.....	51

Tabel 23 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor PCB's bij scenario 1: levenslang; consumptie van 5 g/d (volwassene) en 1,5 g/d (kind).....	52
Tabel 24 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor PCB's bij scenario 2: kind; consumptie van 1,5 g/d.....	52
Tabel 25 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor PCB's bij scenario 4: levenslang; consumptie van 21,6 g/d (volwassene) en 14,4 g/d (kind).....	53
Tabel 26 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor PCB's bij scenario 5: kind; consumptie van 14,4 g/d.....	53
Tabel 27 - Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; NL consumptie van 5 g/d (volwassene) en 1,5 g/d (kind) en 100 % TDI.	54
Tabel 28 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; VL consumptie van 21,6 g/d (volwassene) en 14,4 g/d (kind) en 100 % TDI.....	54
Tabel 29 - Het percentage aan metingen van metalen, in de waterbodem en in oppervlaktewater, dat de risicogrenswaarde (RGW) overschrijdt.....	58
Tabel 30 - Het percentage aan metingen van metalen in oppervlaktewater dat de RGW zwemmen zonder oeverrecreatie overschrijdt.	60
Tabel 31 - Het percentage aan metingen van PAKs, in de waterbodem en in oppervlaktewater, dat de risicogrenswaarde (RGW) overschrijdt.....	61
Tabel 32 - Het percentage aan metingen van PAKs in oppervlaktewater dat de RGW zwemmen zonder oeverrecreatie overschrijdt.	62
Tabel 33 - Het percentage aan metingen van PCBs, in de waterbodem, dat de risicogrenswaarde (RGW) overschrijdt.....	63
Tabel 34 – Het percentage aan metingen van overige stoffen, in de waterbodem en in oppervlaktewater, dat de risicogrenswaarde (RGW) overschrijdt.....	64
Tabel 35 - Het percentage aan metingen van overige stoffen in oppervlaktewater dat de RGW zwemmen zonder oeverrecreatie overschrijdt.	65
Tabel 36 – RGW waterbodem (mg/kg ds) en concentratie in oppervlaktewater (mg/l) bij 20% TDI/MTR	72

1 INLEIDING

Het bodemdecreet bevat een specifieke regeling voor het onderzoek en de sanering van waterbodems (art. 124-135 Bodemdecreet). Indien een Duidelijke Aanwijzing voor Ernstige Waterbodemverontreiniging (DAEW) wordt vastgesteld, dan dient in de risicobeoordeling het humaan risico, het ecotoxicologisch risico en het verspreidingsrisico te worden ingeschat.

Tijdens recreatieve activiteiten zoals zwemmen, watersporten, vissen en wandelen/lopen langs de oevers, kunnen burgers (zowel kinderen als volwassenen) in contact komen met verontreinigd sediment/waterbodem en oppervlaktewater.

Dit rapport heeft tot doel om na te gaan op welke wijze de humane risico's van bovenstaande activiteiten ingeschat/begroot kunnen worden.

Indien **sportactiviteiten ter hoogte van de oevers** plaatsvinden zoals wandelen/joggen alsook vissen (sportvisserij), dan dienen de bijhorende humane risico's gerelateerd aan de verontreinigde oevers (landbodem) begroot te worden.

Indien er aanwijzingen zijn dat er tijdens de zomermaanden gezwommen wordt en/of er watersporten worden beoefend (feitelijk gebruik), dan dienen de humane risico's ten gevolge van **waterrecreatie** (zwemmen/watersporten al dan niet in combinatie met oeverrecreatie) beoordeeld te worden.

Indien er aanwijzingen zijn dat er gevestigd wordt (feitelijk gebruik), dan dienen de humane risico's gerelateerd aan **sportvisserij** (visconsumptie van eigen gevangen vis) beoordeeld te worden.

Samen met bodemsaneringsdeskundigen, onderzoeksinstituten en andere experts uit binnen- en buitenland ontwerpt de OVAM een risicosystematiek voor de beoordeling van de risico's bij waterbodemverontreiniging.

In Nederland werd reeds in 1996 het Sedisoil model ontwikkeld ter berekening van humane blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodems (RIVM, 1996). Het model is intussen een aantal keer bijgesteld op basis van voortschrijdend inzicht. Ook in de Handreiking Beoordelen Waterbodems (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2010) wordt verwezen naar het Sedisoil model. Nederlandse experts – die vertrouwd zijn met deze modellen – zijn betrokken bij het opstellen van de beoordeling van risico's bij waterbodemverontreiniging. Het Sedisoil model werd ook gebruikt door Noorwegen voor het uitwerken van een risicobeoordeling voor verontreinigde sedimenten, mits aanpassing van o.a. de gezondheidkundige toetsingswaarden (Norwegian Environmental Agency, 2018). Waar mogelijk wordt in het kader van deze studie ook vergeleken met recentere documenten/adviezen over humane blootstelling via zwemwater of visconsumptie. Het voordeel van het Sedisoil model is dat het reeds gestoffeerd is voor een groot aantal chemische stoffen.

Voor elk van bovenstaande activiteiten wordt in dit document nagegaan op welke wijze(n) de blootstellingsdosis begroot kan worden om na te gaan of er een onaanvaardbaar humaan risico verbonden is aan de waterbodemonverontreiniging. Op basis van de uitgevoerde risicoberekeningen en een vergelijking met meetwaarden werd in overleg met de OVAM en derden de aanpak voor Vlaanderen vastgelegd.

2 AANWEZIGHEID WATERRECREATIE - SPORTVISSERIJ

In functie van het huidige (feitelijke) gebruik van de locatie (waterloopsegment) en op basis van de omgevingskenmerken wordt nagegaan of waterrecreatie (zwemmen/watersporten) en/of sportvisserij in de waterloop van toepassing is - ook wanneer dit in principe verboden is.

Goed toegankelijke oppervlaktewateren, bijvoorbeeld bij campings, jachthavens en recreatiegebieden, worden vaak gebruikt als zwemwater terwijl deze wateren geen functie als zwemwater kennen.

Het feitelijke gebruik wordt nagegaan via de gemeente, de waterloopbeheerder of eigenaren van aanpalende percelen of via interviews met de opdrachtgever en/of omwonenden.

Enkel wanneer er aanwijzingen zijn dat de gebruiksfuncties recreatie (zwemmen/watersporten) en/of visvangst voor eigen consumptie ter hoogte van het onderzochte waterloopsegment van toepassing is, dienen deze blootstellingsroutes opgenomen te worden in de humane risico-evaluatie van de waterbodem.

Blootstelling watersegment		Ja	Nee
Waterrecreatie	Is er sprake van directe contactmogelijkheden met de waterbodem en/of oppervlaktewater in de oeverzone als gevolg van volgende activiteiten:		
	⇒ Verblijven en spelen in oeverzone*		
	⇒ Zwemmen		
	⇒ Wonen aan water (incl. woonboten)		
	⇒ Watersport (roeien, kanovaren, kajak, surfen, zeilen, ...)		
Sportvisserij	Is er sprake van visvangst voor eigen consumptie? (eetbare vis°)		

* Oeverzone: zone met een periodieke of permanente waterdiepte van 0 – 2 meter

° Voorbeelden eetbare vissoorten: aal/paling, snoekbaars, baars en in mindere mate ook snoek en spiering. In zoute wateren worden vooral bot, schor, tong en zeebaars gevangen.

Indien op bovenstaande vragen telkens 'neen' geantwoord kan worden, wordt er geen humane blootstelling verwacht op basis van het huidige gebruik en is er geen sprake van een actueel risico voor de mens ten gevolge van water- en visrecreatie.

Indien minstens eenmaal 'ja' wordt geantwoord, dan dient een humane risicobeoordeling uitgevoerd te worden.

Het humane risico bij waterrecreatie en sportvisserij (visconsumptie van eigen gevangen eetbare vis) wordt afzonderlijk beoordeeld, daar deze meestal niet op dezelfde locatie plaatsvinden en niet door dezelfde personen.

De humane risico's ten gevolge van sportactiviteiten ter hoogte van de oever vallen onder de risicobeoordeling van een landbodem en worden ook afzonderlijk beoordeeld.

3 SPORTACTIVITEITEN TER HOOGTE VAN OEVERS

Oevers zijn landbodems waarvoor het bodemonderzoek en de risico-evaluatie uitgevoerd worden conform de standaardprocedures OBO en BBO. Voor de beoordeling van het humane risico wordt gebruik gemaakt van het humane blootstellingsmodel S-Risk.

Wanneer de verontreiniging zich beperkt tot de **oevers/dijken** zelf (achterliggende landbodem is niet verontreinigd) en de oevers/dijken worden gebruikt voor oeverrecreatie, dan kan indien nodig een aanpassing van de verblijfstijden voor het bestemmingstype 'recreatie buitensport' gehanteerd worden in functie van de uitgeoefende activiteiten nl. sporten (wandelen/joggen) of sportvisserij.

In het S-Risk scenario 'dagrecreatie buitensport' is de blootstellingsroute 'inname via bodem- en stofdeeltjes' ten gevolge van blootstelling via buitenlucht de meest relevante blootstellingsroute. De default tijdspatronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buitensport' in functie van de leeftijd worden weergegeven in Tabel 1.

Wanneer dit default scenario aangeeft dat er een humaan risico aanwezig is, kunnen in functie van de activiteiten die plaatsvinden ter hoogte van oevers/dijken 'aangepaste' verblijftijden gehanteerd worden die gerelateerd zijn aan de er plaatsvindende sportactiviteiten zoals wandelen/joggen of sportvisserij.

Tabel 1 - Tijdspatronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buiten'

Leeftijd (j)	Uren op de site (u/d)	Wekelijkse blootstellingsfrequentie (d/wk)	Jaarlijkse blootstellingsfrequentie (wk/j)	Totaal (u/j)
<21	8	5	8	320
21 - < 41	2,1	2	44	184,8
41 - < 51	2,5	2	44	220
≥ 51	3,1	1	44	136,4

3.1 Herkomst 'aangepaste' verblijftijden

Voor **wandelen/sporten** wordt voorgesteld om bij de aanwezigheid van een wandelpad op de verontreinigde oever in de nabijheid van een woonzone uit te gaan van een verblijftijd van maximaal 1 uur op de site en dit 3 keer per week gedurende 44 weken per jaar (Tabel 2). In dit geval is het aantal uren blootstelling op jaarbasis voor alle leeftijdscategorieën 132 u/j en dus lager dan voor het standaard scenario 'dagrecreatie buiten'.

Tabel 2 - Tijds patronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buiten' – sporten oever/dijk

Leeftijd (j)	Uren op de site (u/d)	Wekelijkse blootstellingsfrequentie (d/wk)	Jaarlijkse blootstellingsfrequentie (wk/j)	Totaal (u/j)
<21	1	3	44	132
21 - < 51	1	3	44	132
≥ 51	1	3	44	132

Bij **sportvisserij** kunnen de jonge kinderen (< 6 jaar) buiten beschouwing gelaten worden. Dit is relevant daar kinderen vaak de meest gevoelige groep zijn in het kader van humane risicobeoordeling. De sportvisser (Nederland) is vaak een man met een gemiddelde leeftijd van 51 jaar (Van der Roest en Davids, 2017). Wedstrijdvisser zijn de meest frequente vissers (meer dan 50x per jaar), terwijl de recreatieve sportvisser een 10-tal keer per jaar vist. Sportvissers vissen meestal in hetzelfde water. Volgens de enquête bij hengelaars op Vlaams openbaar water is de gemiddelde leeftijd van de visser 45 jaar (Agentschap natuur en bos; 2016). Een kwart van de vissers gaat zo goed als wekelijks (meer dan 40 keer per jaar) vissen. Een op zeven van de vissers vist minder dan 10 keer per jaar. De vissers gaan het vaakst vissen in een kanaal gevolgd door rivier of beek en verder in een vijver.

In Bilau et al. (2007) wordt verwezen naar een enquête over specifieke aspecten van de recreatievisserij in Vlaanderen, inclusief de kwestie van het mee naar huis nemen van de vangst. Respectievelijk 1,9 % van deze sportvissers gaf aan dat ze 'altijd' hun vangst mee naar huis nemen en 5,3 % geeft aan dit 'soms' te doen. Voor de sportvisser die altijd zijn paling meeneemt, hanteert men het gemiddelde aantal vismomenten van 41,67 trips per jaar.

Voor de vissers die 'soms' hun vangst mee naar huis nemen, gaat men uit van een gemiddeld aantal vismomenten van 42,03 per jaar.

Op basis van bovenstaande informatie wordt voorgesteld om voor sportvisserij een jaarlijkse frequentie van 25x per jaar te hanteren voor de leeftijdscategorie '> 41 jaar' en 20x per jaar voor de leeftijdscategorie 6 tot 41 jaar (Tabel 3). Uitgaande van 8 uur aanwezigheid per keer is het aantal uren blootstelling op jaarbasis voor alle leeftijdscategorieën lager dan voor het standaard scenario 'dagrecreatie buiten' m.u.v. de categorie '> 51 jaar'.

Tabel 3 - Tijdspatronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buiten' – sportvisserij

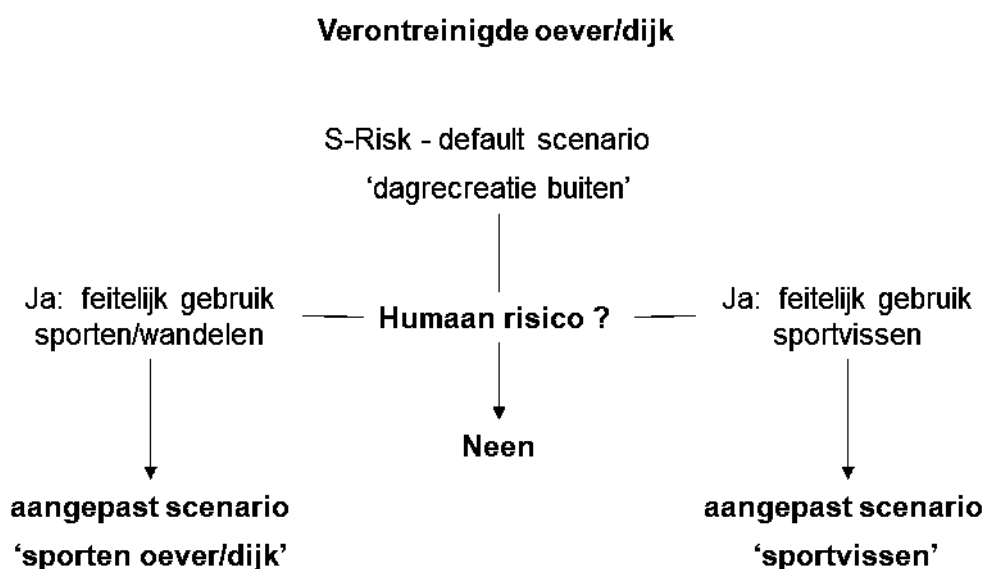
Leeftijd (j)	Uren op de site (u/d)	Wekelijkse blootstellingsfrequentie (d/wk)	Jaarlijkse blootstellingsfrequentie (wk/j)	Totaal (u/j)
< 6	0	0	0	0
6 - <41	8	1	20	160
≥ 41	8	1	25	200

3.2 Hoe verblijftijden aanpassen in S-Risk

Verblijftijden kunnen in S-Risk aangepast worden door in het tabblad 'scenario' naar de uitgebreide modus te gaan, een andere benaming te geven aan het scenario en de verblijftijden voor 'dagrecreatie sporten oever/dijk' (Tabel 2) of 'dagrecreatie sportvisserij' (Tabel 3) in te geven.

3.3 Conclusie humane risicobeoordeling sportactiviteiten oevers

In eerste instantie wordt voor de verontreinigde oever/dijk een risicoberekening uitgevoerd met S-Risk gebaseerd op het default scenario 'dagrecreatie buiten' (i.e. het worst-case scenario). Enkel indien er een humaan risico wordt vastgesteld, mag de eBSD gebruik maken van de aangepaste tijdspatronen voor sporten oever/dijk of sportvisserij in functie van het feitelijke gebruik.



4 WATERRECREATIE

In geval van waterrecreatie (zoals zwemmen of watersporten) is er nooit sprake van langdurige blootstelling, enkel van sporadische en meestal kortstondige blootstelling en dit voornamelijk tijdens het zomerseizoen (~ 4 maanden per jaar).

Bij watersporten (bv. kajak/surfen/zeilen/...) is het contact met de waterbodem en het oppervlaktewater kleiner en ook de ingestie van zwemwater (oppervlaktewater met zwevende stofdeeltjes) zal in dat geval beperkter zijn. Het **scenario zwemmen** wordt dus als **worst-case scenario** aanzien en zal dus zeker ook de blootstelling als gevolg van watersporten afdekken.

In principe is **zwemmen** enkel toegestaan op locaties die zijn aangeduid als zwemwater of bij vergunde wedstrijden.

Zwemmen, springen en duiken in waterlopen houdt risico's in. Daarom raden de Vlaamse Milieumaatschappij en De Vlaamse Waterweg aan om enkel te zwemmen op de locaties in Vlaanderen die aangeduid zijn als zwemwater.

Zwemmen en duiken op bevaarbare waterwegen is zelfs wettelijk verboden en wordt enkel uitzonderlijk toegelaten in het kader van een vergund evenement zoals een triatlon of een zwemwedstrijd of in afgebakende veilige zones met een vergunning.

Wildzwemmen houdt gevaren in! Er kunnen namelijk gevaarlijke objecten op de bodem liggen, er kan een verraderlijke onderstroom aanwezig zijn en de kans is groot dat de e-colibacterie aanwezig is in het water. Daarnaast kan het betreden van de ecologisch kostbare oeverzones voor schade zorgen. Daarom is het zwemmen in open water in Vlaanderen verboden. Zwemmen in openlucht, in vijvers, kanalen en rivieren, mag alleen op plaatsen waar dat aangegeven is en dat zijn er niet veel. Op zulke locaties wordt de zwemwaterkwaliteit door de VMM gecontroleerd. En dan wordt in deze kwaliteitsbeoordeling het aspect 'chemische verontreiniging' nog buiten beschouwing gelaten!

Zwemwaterrichtlijn

Richtlijn 2006/7/EG van het Europees parlement en de raad van 15 februari 2006 betreffende het beheer van de zwemwaterkwaliteit en tot intrekking van Richtlijn 76/160/EEG.

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/NL/TXT/PDF/?uri=CELEX:32006L0007&from=EN>

Op 23 februari 2024 gaf de Vlaamse Regering haar definitieve goedkeuring aan het besluit tot wijziging van VLAREM II inzake zwemmen in open water. Men is niet gegaan voor volledige deregulering, maar in de wetgeving wordt een nieuwe categorie van zwemwater ingevoerd: de vrije zwemzone. Als er intenties zijn om de locatie in te richten als een 'vrije zwemzone', dan moet deze voldoen aan 3 vereisten: een waterkwaliteitstest, toestemming van de eigenaar of beheerder, en een risicobeoordeling die door Zorg en Gezondheid moet worden goedgekeurd.

De blootstelling van de zwemmer/watersporter aan de verontreinigende stof wordt gekwantificeerd door locatiespecifieke concentraties te combineren met standaardwaarden (aannames) voor contact- en opnameparameters volgens plausibele blootstellingsscenario's.

Naar analogie met de bepaling van humane risico's voor een landbodem worden de relevante blootstellingsroutes gerelateerd aan zwemmen/watersporten in combinatie met oeverrecreatie onderzocht.

De blootstellingsroutes die kunnen voorkomen zijn:

1. ingestie van zwemwater,
2. dermale opname (via waterbodem en zwemwater),
3. ingestie van (water)bodemdeeltjes.

In het Sedisoil model wordt ook ingestie van zwevend slib meegenomen. Daar uit de discussienota (RIZA/RVIM, 2000) bleek dat deze blootstellingsroute weinig invloed heeft op de totale blootstelling, wordt deze blootstellingsroute niet besproken.

De bijdrage via inhalatie van buitenlucht wordt in vergelijking met de andere blootstellingsroutes niet relevant geacht, daar de meeste stoffen in waterbodems zoals PCB's, PAK's, dioxines en zware metalen) niet bijzonder vluchtig zijn¹.

In de volgende paragrafen wordt toegelicht hoe de orale blootstellingsroutes alsook de dermale blootstellingsroute via oppervlaktewater begroot kunnen worden. Indien er verschillende aannames voor contact- en opnameparameters mogelijk zijn, worden deze uitgewerkt voor de parameters lood (anorganische parameter) en benzo(a)pyreen (organische parameter).

Het doel is om op basis van de bijgevoegde voorbeelden voor lood en B(a)P de aanpak en aannames voor de beoordeling van humane risico's bij waterbodemverontreiniging in Vlaanderen vast te leggen.

¹ https://clu-in.org/issues/default.focus/sec/Sediments/cat/Risk_Assessment/p/2

4.1 Ingestie van zwemwater

De ingestie van zwemwater zal, meestal onbedoeld, optreden tijdens het zwemmen in oppervlaktewater.

Er zijn geen internationale normen beschikbaar voor zwem – en recreatiewater. Er is ook geen (inter)nationaal afgestemde methode voor het beoordelen van risico's als gevolg van de opname van stoffen uit zwemwater of het afleiden van risicogrenswaarden voor opname van stoffen uit zwemwater, maar zowel in Sedisoil (RIVM, 1996) als in een recentere publicaties (Michigan Dept of Health and Human Service, 2018; Schwichtenbertg et al., (2020) en RIVM, 2020) wordt volgende formule gehanteerd:

$$\text{Blootstelling} = \frac{C_{\text{zwemwater}} \text{ (ng/l)} \times \text{ingeslikt water (l/d)} \times \text{zwemfrequentie (d)}}{\text{lichaamsgewicht (kg)} \times 365 \text{ (d)}}$$

4.2 Dermale opname

Dermaal contact (huidcontact) met de waterbodem bij zwemmen of het beoefenen van watersporten kan optreden ter hoogte van de oeverzone, bij het in- en uitstappen van de waterloop/vijver (overgang water-land) en bij ondiepe waterstanden (minder dan 2 meter diepte). Daarnaast is ook dermaal contact met het oppervlaktewater mogelijk.

Voor metalen wordt verondersteld dat de blootstelling via dermale opname vanuit waterbodem en oppervlaktewater geen rol speelt (RIVM, 1996 en RIZA, 2000).

Bij organische verbindingen kan dermale opname wel plaatsvinden en daarvoor zijn 2 formules opgenomen in het Sedisoil model, nl. voor de dermale opname via waterbodem en de dermale opname via oppervlaktewater (RIVM, 1996). Volgens de discussienota 'Berekening van humane risicogrenzen voor waterbodem' (RIZA, 2000; gebaseerd op de originele Sedisoil-versie) is dermale opname zelfs een belangrijkere blootstellingsroute dan ingestie van zwemwater.

In de studie 'PFAS in zeewater en zeeschuim' (AZG, 2023) werd de blootstelling aan PFAS via huidcontact ook berekend door de concentratie van PFAS in zeeschuim en zeewater te vermenigvuldigen met de permeabiliteit van de huid voor PFAS. Vermits de permeabiliteit (opname door de huid) een tijdafhankelijke parameter is, speelt ook de duur van het huidcontact met schuim/zeewater een rol alsook de oppervlakte van de huid die in contact komt met het schuim/oppervlaktewater.

→ **Dermale opname via waterbodem (WB) – formule Sedisoil**

$$\text{Blootstelling dermaal WB } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg lg. d}} \right) = \frac{C_{WB} \times DAE \times DAR \times fm \times T \times fa \times S_{\text{huid}} \times \text{zwemfrequentie}}{\text{lichaamsgewicht}}$$

C WB (mg/ kg ds): Concentratie waterbodem

DAE: bedekkingsgraad (mg grond/cm²)

0,51 (kind)

3,75 (volw.)

DAR: dermale absorptiesnelheid (l/u)

0,01 (kind)

0,005 (volw.)

fm: matrixfactor

0,15

T: duur blootstelling (uur)

8

S huid: huidoppervlakte in contact met WB (m²)

0,17 (kind)

0,28 (volw.)

zwemfrequentie (aantal zwembeurten per jaar)

25 of 10

fa: relatieve absorptiesnelheid = 1

lichaamsgewicht (kg)

15 (kind) 70 (volw)

→ **Dermale opname via oppervlaktewater (OPPW) – formule Sedisoil**

$$\text{Blootstelling dermaal OPPW } \left(\frac{\text{mg}}{\text{kg lg. d}} \right) = \frac{C_{\text{oppw}} \times DAR \times T \times fa \times S_{\text{huid}} \times \text{zwemfrequentie}}{\text{lichaamsgewicht}}$$

C OPPW (mg/m³): Concentratie oppervlaktewater (*Opgelet: 1 mg/m³ = 1.10⁻³ mg/l*)

DAR: dermale absorptiesnelheid vanuit water [(mg/m²)/(mg/l)/h]

T: duur zwembeurt (uur)

S huid: huidoppervlakte in contact met oppervlaktewater (m²)

Zwemfrequentie (aantal zwembeurten per jaar) 25 of 10

fa: relatieve absorptiesnelheid = 1

4.3 Ingestie van (water)bodemdeeltjes

Hierbij wordt voornamelijk gedacht aan de ingestie van (water)bodemdeeltjes door spelende jonge kinderen op de oever en in ondiep water (overgang land-water). Dit wil zeggen dat de oeverzone voldoende breed dient te zijn zodat men er kan vertoeven/spelen en dat ook het water goed toegankelijk moet zijn.

Er is geen (inter)nationaal afgestemde methode voor het beoordelen van risico's als gevolg van oeverrecreatie in combinatie met zwemmen in 'open lucht'.

In Nederland (Sedisoil) wordt voor het bepalen van deze blootstellingsroute dezelfde formule gehanteerd als voor landbodem, zijnde:

$$\text{Blootstelling} = \frac{C_{WB} \text{ (mg/kg ds)} \times \text{ingeslikte bodemdeeltjes (kg/d)} \times \text{frequentie (d)}}{\text{lichaamsgewicht (kg)} \times 365 \text{ (d)}}$$

C WB (mg/ kg ds): Concentratie waterbodem

Ingeslikte bodemdeetjes (kg/dag)

1.10⁻³ (kind)

3,5.10⁻⁴ (volw)

Een identieke aanpak als deze in Nederland wordt gehanteerd in Noorwegen (The Norwegian Environment Agency, 2018). In de aanpak van Noorwegen wordt wel duidelijk aangegeven dat vervuiling van de landcomponent van badstranden niet wordt meegenomen daar dit valt onder de wetgeving betreffende verontreinigde grond.

Daar Nederland dezelfde formule hanteert als voor landbodem, zou in Vlaanderen S-Risk gehanteerd kunnen worden voor de inschatting van het humane risico ten gevolge van 'ingestie van bodem en stofdeeltjes', mits de ingestiehoeveelheden van het scenario voor 'dagrecreatie buiten' aangepast worden naar analogie met de aanname in Sedisoil. Er wordt opgemerkt dat in Vlaanderen 'achtergrondblootstelling via commerciële voeding' standaard wordt meegenomen waardoor dit voor bepaalde stoffen een verschillend resultaat zal opleveren (zie § 4.6 en 4.7).

4.4 Blootstellingsfactoren en model parameters

In de volgende paragrafen worden de gehanteerde blootstellingsfactoren en model parameters van Sedisoil vergeleken met informatie uit recentere documenten/adviezen rond humane blootstelling voor zwemwater.

4.4.1 Zwemfrequentie, ingeslikt water en duur zwembeurt

In Nederland werd er reeds onderzoek uitgevoerd naar de karakteristieken van Nederlandse zwemmers (Schets et al., 2011). De zwemfrequentie, tijdsduur van zwemmen en de hoeveelheden water die wordt ingeslikt tijdens het zwemmen in open zoetwater werden onderzocht. Tabel 4 geeft de gemiddelden met tussen haakjes het 95% betrouwbaarheidsinterval.

Tabel 4 – Karakteristieken Nederlandse zwemmers Schets et al. (2011)

Parameter	Kind (< 15 jaar)	Man (> 15 jaar)	Vrouw (> 15 jaar)
Zwemfrequentie (per jaar)	8 (0-25)	7 (0-25)	7 (0-23)
Tijdsduur per zwemdag (min)	79 (12 – 270)	54 (7 – 200)	54 (6 – 220)
Volume ingeslikt per zwemdag (mL)	37 (0,14 – 170)	27 (0,016 – 140)	18 (0,022 – 86)

RIVM (2020 en 2021) heeft reeds risicoschattingen uitgevoerd voor zwemwater en hanteert daarbij de meest conservatieve cijfers van Schets et al. (2011) met betrekking tot de zwemfrequentie, tijdsduur van zwemmen en de hoeveelheden water die wordt ingeslikt tijdens het zwemmen (Tabel 5). De aanname voor een zwemfrequentie van 365× per jaar in 'open lucht' is echter extreem worst case en, zeker voor kinderen, niet reëel. Als uitgegaan wordt dat zwemmen voornamelijk tijdens de zomermaanden plaatsvindt (14-tal weken) en met een frequentie van ongeveer 2 keer per week, dan komt dit neer op ~ 25 tot 30 keer per jaar. RIVM hanteert een zwemfrequentie van **25 keer per jaar** (i.e. $25/365 = 0,068$) voor een 'realistisch worst case' scenario.

Tabel 5 – Karakteristieken zwemmer RIVM (2021)

	Lichaams- gewicht (kg) ^a	Duur per zwemdag (min) ^b	Ingeslikt water per zwemdag (L) ^b	Zwemfrequentie (keer per jaar)	
				Extreem worst case situatie	Realistic worst case situatie ^b
Kind	15,7 ^c	270	0,170	365	25
Volwassen – man	77,2	200	0,140	365	25
Volwassen - vrouw	64,1	220	0,086	365	23

^a gebaseerd op te Biesebeek et al. (2014)

^b gebaseerd op Schets et al. (2011)

^c kind, 3-6 jaar

Voor het afleiden van de risicogrenswaarden voor PFOS, PFOA en Gen X in zwemwater (RIVM, 2020) werd uitgegaan van een blootstellingsscenario waarbij een kind (3-6 jaar) van 16,3 kg dagelijks gedurende 4,5 uur (270 min) in ondiep water speelt en daarbij 170 ml water inslikt.

Ook in Vlaanderen (Agentschap Zorg en Gezondheid, 2021 & 2023) werden de Nederlandse karakteristieken van Schets gehanteerd voor het inschatten van risico's voor zwemmen. Voor het 'realistisch worst case' scenario (kind – volwassen man) stemt dit overeen met een zwemfrequentie van 25 keer per jaar en volgende aannames:

- kind lichaamsgewicht van 17,7 kg² en 170 ml water inslikken per zwemdag;
- man lichaamsgewicht van 80,1 kg en 140 ml water inslikken per zwemdag.

Voor wateren die niet bedoeld zijn om te zwemmen ligt de zwemfrequentie vermoedelijk lager. In Sedisoil (RIVM, 1996) werd hiervoor 10 keer per jaar (i.e. $10/365 = 0,027$) gehanteerd. Ook in de methodiek voor recreatiewater die door AZG wordt gehanteerd (Agentschap Zorg en Gezondheid, 2021 en 2023) wordt rekening gehouden met een 'realistisch gemiddeld' scenario waarbij een lagere zwemfrequentie wordt gehanteerd, nl. 8 keer per jaar voor kinderen (3 – 10 jaar) en 7 keer per jaar voor een man. De hoeveelheid ingeslikt water voor dat scenario is ook lager, nl. 37 ml (kind) en 27 ml (man), de gemiddelde concentratie van Schets et al..

In Sedisoil (aanpak Nederland) en de Noorse aanpak wordt uitgegaan van een zwemfrequentie van 30 gebeurtenissen per jaar (i.e. $30/365 = 0,082$). Voor wateren die niet bedoeld zijn om te zwemmen ligt de frequentie vermoedelijk lager en hanteert Sedisoil 10 keer per jaar (i.e. $10/365 = 0,027$). **Op basis van bovenstaande bespreking werden in het kader van deze studie berekeningen uitgevoerd voor een zwemfrequentie van 25 en 10 gebeurtenissen per jaar.**

² Dit is het gemiddelde gewicht in Vlaanderen voor een kind van 3-6 jaar.

In Sedisoil wordt verondersteld dat zowel kinderen als volwassenen slechts 50 ml water per gebeurtenis inslikken. In de PFAS-studie wordt aangegeven dat het 'realistisch worst case scenario' (kind 170 ml; man 140 ml) een situatie vertegenwoordigt met blootstelling aan de hoge kant in het spectrum van blootstelling (maar nog steeds realistisch voor hoog blootgestelde mensen). De waarden voor het standaard scenario van Schets et al. (2011), nl. het realistisch gemiddeld scenario - kind 37 ml; man 27 ml, leunen eerder aan bij de waarden gehanteerd in Sedisoil. **Op basis hiervan werd beslist om de aanname van 50 ml per gebeurtenis te behouden.**

Sedisoil hanteert een lichaamsgewicht van 15 kg voor een kind en 70 kg voor een volwassene. Dit stemt overeen met de lichaamsgewichten die in het CSOIL model (ontwikkeld door RIVM) gehanteerd worden voor het afleiden van normen voor landbodems. In het kader van andere studies werd het lichaamsgewicht van kinderen nog verder opgesplitst i.f.v. de leeftijdsgroepen waarvoor blootstellingsscenario's werden doorgerekend. In S-Risk wordt bijvoorbeeld voor 1 – 3 jarigen 12,3 kg gehanteerd en voor 3-6 jarigen 17,6 kg. **De 15 kg voor kind (< 6 jaar) is m.a.w. een uitmiddeling over 5 jaar en wordt behouden, alsook de waarde voor volwassenen van 70 kg.**

Als duur van een zwembeurt wordt in Sedisoil 2 u/d gehanteerd voor een kind en 1 u/d voor een volwassene. In de PFAS-studie rond zeewater (AZG, 2023) is de duur van een zwembeurt afhankelijk van het gekozen scenario 'standaard' of 'realistisch worst case', nl.:

- 1,32 – 4,5 u/d voor een kind tot 10 jaar
- 0,9 – 3,33 u/d voor een volwassen man.

De duur van een zwembeurt in Sedisoil leunt aan bij deze van het standaard scenario van Schets et al. (2011) en wordt behouden.

4.4.2 Huidoppervlakte in contact met oppervlaktewater

In de PFAS-studie rond zeewater (AZG, 2023) werden voor de oppervlakte huid die in contact komt met zeewater de waarden van S-Risk (Technical Guidance document S-Risk, Cornelis, 2019) gehanteerd, nl.:

- 0,445 m² (kind)
- 1,846 m² (volwassene)

In de huidige Sedisoil-versie worden volgende parameterwaarden gehanteerd:

- 0,456 m² (kind)
- 1,448 m² (volwassene)

Daar de in de PFAS-studie gehanteerde waarden voor de huidoppervlakte in contact met oppervlaktewater nagenoeg identiek zijn, worden de waarden van Sedisoil behouden.

4.4.3 Dermale absorptiesnelheid

Dit aspect werd niet geëvalueerd in het kader van deze studie.

4.4.4 Relevante populatie

In Sedisoil wordt er standaard levenslang uitgemiddeld (i.e. 6 jaar blootstelling kind en 64 jaar blootstelling volwassene), terwijl in S-Risk de kinderen (1 – 6 jaar) meestal de meest gevoelige groep zijn waarbij er wordt uitgemiddeld over 5 jaar (1 – 6 jaar).

In recentere documenten die de humane risico's ten gevolge van zwemmen inschatten wordt er vaak een risicoberekening uitgevoerd voor een specifieke leeftijdsgroep (3 – 6 jarigen, RIVM 2020) of meerdere leeftijdsgroepen (o.a. kind (3-6 jaar), kind (10 jaar), volwassen man en volwassen vrouw, AZG 2021 en 2023) en dit omwille van de vrij grote verschillen in blootstellingsfactoren tussen kinderen en volwassenen.

Het Sedisoil model berekent het risico voor levenslange blootstelling, maar berekent daarnaast ook de blootstelling voor kinderen (< 6 jaar), zodat indien gewenst ook het risico voor kinderen bepaald kan worden.

Er worden in het kader van deze studie risicogrenswaarden afgeleid (§ 4.5) voor zowel levenslange blootstelling als voor kinderen (< 6 jaar).

4.5 Afleiden risicogrenswaarde waterbodembodem

Met het Sedisoil worden de verschillende blootstellingsroutes gerelateerd aan zwemmen automatisch geaggregeerd (i.e. som van de orale en dermale blootstellingsroutes) en wordt op basis daarvan een levenslanggemiddelde blootstellingsdosis berekend. In het model wordt geen rekening gehouden met acute (giftige) effecten op de mens.

Door een gezondheidkundige grenswaarde (zie § 4.6) te combineren met aannames over blootstelling als gevolg van zwemmen, kunnen risicogrenswaarden voor waterbodembodem afgeleid worden voor zwemmen/watersporten.

Het Sedisoil model is bruikbaar voor twee doelen:

- het afleiden van potentiële humane risicogrenswaarden voor de waterbodembodem en die worden berekend in dit rapport.
- de beoordeling van actuele (locatiespecifieke) humane risico's.

De risicogrenswaarde voor de waterbodembodem is gelijk aan de concentratie in de waterbodembodem waarbij de humane blootstelling gelijk is aan de GGW (zie 4.6). Bij de berekening van de risicogrenswaarden wordt rekening gehouden met de door Sedisoil berekende concentratie in oppervlaktewater op basis van de ingevoerde concentratie in de waterbodembodem. Wanneer dit resulteert in een concentratie in oppervlaktewater boven de oplosbaarheid, wordt de concentratie in oppervlaktewater gelijkgesteld aan de oplosbaarheid. Het is echter ook mogelijk om in Sedisoil gemeten concentraties in te voeren voor de beoordeling van actuele humane risico's die uitgaan van de waterbodembodemverontreiniging. In het kader van reële cases kan de

blootstelling m.a.w. berekend worden op basis van de gemeten concentraties in waterbodem en oppervlaktewater.

De meeste blootstellingsparameters en model parameters van het Sedisoil model werden behouden, m.u.v. de worst case zwemfrequentie die van 30 gebeurtenissen naar 25 werd bijgesteld.

De blootstellingsberekeningen dienen gezien te worden als een **schatting** van de blootstelling, die onderhevig zijn aan onzekerheden en aannames gemaakt in de modellen, modelparameters en blootstellingsfactoren.

4.6 Gezondheidskundig toetsingskader

Door een gezondheidskundige grenswaarde, m.n. de TDI, **Toelaatbare Dagelijkse Inname**, te combineren met aannames over blootstelling als gevolg van zwemmen, kan het humane risico gerelateerd aan zwemmen afgeleid worden.

De TDI geeft aan welke hoeveelheid mensen van een bepaalde stof binnen mogen krijgen zonder schadelijke effecten voor hun gezondheid.

Bij het afleiden van bodemsaneringsnormen voor landbodems wordt in Vlaanderen in rekening gebracht dat mensen ook via andere bronnen deze stoffen kunnen binnenkrijgen door **achtergrondblootstelling** (bv. via commerciële voeding) mee in rekening te brengen.

In Nederland wordt achtergrondblootstelling niet meegenomen voor het berekenen van bodemsaneringsnormen (interventiewaarden; CSOIL) en ook niet in het kader van de beoordeling van de waterbodem met het Sedisoil model (RIVM, 1996).

In de Noorse aanpak voor waterbodems wordt achtergrondblootstelling niet op dezelfde wijze als in Vlaanderen meegenomen, maar wordt een **allocatiefactor** van 0,1 toegepast op de gezondheidskundige referentiewaarde (i.e. de TDI of toelaatbare dagelijkse inname).

In de RIVM-publicatie van 2020 werd eveneens gesteld dat mensen via andere bronnen deze stoffen kunnen binnenkrijgen en werd daarom bijkomend gesteld dat ingestie van zwemwater voor maximaal **20%** mag bijdragen aan de totale toelaatbare dagelijkse inname (TDI). Dit is een allocatiefactor die in diverse kaders (WHO, 2017; EC, 2018) gehanteerd wordt. Ook door AZG (2021) werd voor het bepalen van het gezondheidsrisico voor zwemmen de allocatiefactor van 0,2 gehanteerd.

Wat het verschil in impact is op de berekening van risicogrenswaarden wordt aan de hand van lood en B(a)P toegelicht in § 4.7.

Voor de genormeerde stoffen werden de MTR waarden vervangen door de orale TDI's uit de stoffenfiche van S-Risk. De MTR-waarden en de meeste TDI's dateren echter van voor 2010. Aanpassing van deze waarde op

basis van recentere literatuur kan een impact hebben op de getalwaarden die in dit document zijn opgenomen. Een herziening van de TDI- en MTR-waarden maakte geen onderdeel uit van deze studie.

4.7 Risicogrenswaarden - lood en B(a)P

In dit hoofdstuk wordt voor de blootstellingsroute 'ingestie van waterbodemdeeltjes' de impact van het in rekening brengen van achtergrondblootstelling op het afleiden van risicogrenswaarden volgens de Vlaamse aanpak (achtergrondblootstelling S-Risk) vergeleken met de berekening voor jonge kinderen in combinatie met een allocatiefactor van 0,2. Daarnaast zal ook de impact van de populatie - i.e. levenslange blootstelling versus focus op kinderen (< 6 jaar) – toegelicht worden.

De 3 opties die worden vergeleken, zijn:

1. Een berekening met **S-Risk** gebruik makend van een aangepast scenario voor oeverrecreatie (i.e. inclusief achtergrondblootstelling).
2. Toepassing van de **formule** op jonge kinderen (3-6 jaar en incl. een allocatiefactor).
3. Toepassing **Sedisoi** (levenslang en kind) voor Vlaamse context (i.e. zonder achtergrondblootstelling en zonder allocatiefactor).

De verschillende opties en hun impact op het afleiden van de risicogrenswaarden worden toegelicht aan de hand van lood en benzo(a)pyreen.

Het doel is om op basis van deze doorgerekende voorbeelden in overleg met de OVAM en de stuurgroep de aanpak voor Vlaanderen vast te leggen.

→ Toepassing S-Risk

Het S-Risk model kan gehanteerd worden voor de inschatting van het humane risico ten gevolge van 'ingestie van bodem en stofdeeltjes' bij oeverrecreatie, mits het scenario voor 'dagrecreatie buiten' aangepast wordt.

De tijdspatronen worden voor alle leeftijden identiek geacht, zijnde een **blootstellingsfrequentie** van **25x per jaar** (idem aan de blootstellingsfrequentie voor zwemmen; zie § 4.1) en een verblijfstijd van 4 uur per keer op de locatie (Tabel 6).

Tabel 6 – Tijdspatronen op de site voor het scenario 'dagrecreatie buiten' – oeverrecreatie in combinatie met zwemmen/watersporten

Leeftijd (j)	Uren op de site (u/d)	Wekelijkse blootstellingsfrequentie (d/wk)	Jaarlijkse blootstellingsfrequentie (wk/j)	Totaal (u/j)
alle	4	1	25	100

Naast aanpassing van de verblijftijd dient tevens de **ingestiehoeveelheid** aangepast te worden. In Sedisoil (RIVM, 1996) werd voor kinderen bijvoorbeeld **1000 mg/d** (1 g/d of $1 \cdot 10^{-3}$ kg/d) gehanteerd. Dit komt overeen met 250 mg/u bij een verblijftijd van 4 uur per keer op de locatie. Deze ingestiehoeveelheid is hoger dan voor landbodem, maar niet onlogisch gezien bij het spelen op de oever de kans op inname van bodemdeeltjes hoger is. In het aangepaste scenario 'dagrecreatie buiten' wordt voor de leeftijdscategorieën tot en met 6 jaar deze hogere ingestiehoeveelheid meegenomen.

Voor volwassenen wordt in Sedisoil **350 mg/d** ($3,5 \cdot 10^{-4}$ kg/d) gehanteerd. Dit komt overeen met 87,5 mg/u bij een verblijftijd van 4 uur per keer op de locatie. Deze ingestiehoeveelheid is hoger dan voor landbodem. In het aangepaste scenario 'dagrecreatie buiten' wordt voor de leeftijdscategorieën boven 6 jaar deze ingestiehoeveelheid meegenomen.

De formule die in S-Risk gehanteerd wordt om de dagelijkse inname van bodemdeeltjes (ED daily in mg/kg lw.d) te berekenen is:

$$ED_{\text{oral soil}}^{\text{daily}} = \frac{IR_{\text{soil hourly}} \times t_{\text{out}} \times RBA_{\text{soil}} \times C \times CF}{BW}$$

waarbij:

IR soil_hourly: uurlijkse ingestiehoeveelheid (i.e. 250 mg/u voor kinderen tot 10 jaar)

t out: verblijftijd buiten (in dit geval 4 uur)

RBA soil: relatieve biobeschikbaarheid van de bodem; default meestal gelijk aan 1

C: Concentratie in de top laag bodem (oeverzone) of sediment (ondiep water)

CF: Conversiefactor van mg/d naar kg/d ($1 \cdot 10^{-6}$)

BW: Lichaamsgewicht (kg); leeftijdsafhankelijk

Daar dit geen dagelijkse activiteit is (kinderen gaan immers niet dagelijks zwemmen in oppervlaktewater), wordt dit omgerekend in functie van de blootstellingsfrequentie (i.e. 25 x per jaar; EF = 25 dagen) om een blootstellingsdosis op jaarbasis te berekenen.

$$ED_{oral_soil}^{yearly} = \frac{ED_{oral_soil}^{daily} * EF}{365}$$

De kinderen (1 tot 6 jaar) zijn meestal de meest gevoeligste groep en bepalen bijgevolg de toegelaten (water)bodemconcentratie. In S-Risk wordt een blootstellingsdosis berekend voor deze groep op basis van een uitmiddeling over 5 levensjaren.

Daarnaast wordt standaard de achtergrondblootstelling (via voeding en drinkwater) meegenomen.

Vervolgens kan de (water)bodemconcentratie berekend worden waarbij de som van blootstellingsdosis en achtergrondblootstelling gelijk is aan de toelaatbare dagelijkse inname (TDI) of m.a.w. een risico-index gelijk aan 1.

Voor genormeerde parameters kunnen in S-Risk zowel de tijdspatronen als de ingestiehoeveelheden aangepast worden via het tabblad 'scenario' en 'uitgebreide modus'. Vervolgens kunnen via de knoppen 'Bodem en stof innamehoeveelheden' en 'tijdspatronen op de site' de nodige aanpassingen doorgevoerd worden.

→ Toepassing formule naar analogie met formule ingestie zwemwater

Voor het bepalen van blootstelling ten gevolge van ingestie van bodemdeeltjes bij oeverrecreatie wordt onderstaande formule gehanteerd naar analogie met de formule ingestie van zwemwater.

$$Blootstelling = \frac{C_{oever/sediment} (mg/kg\ ds) \times ingeslikte\ bodemdeeltjes (kg/d) \times frequentie (d)}{lichaamsgewicht (kg) \times 365 (d)}$$

Door een gezondheidkundige grenswaarde, m.n. de TDI, Toelaatbare Dagelijkse Inname, te combineren met aannames over blootstelling als gevolg van oeverrecreatie, kan een risicogrenswaarde voor oeverrecreatie afgeleid worden. De RGW_{oeverrecreatie} is met andere woorden de bodemconcentratie waaraan mensen mogen worden blootgesteld die regelmatig zwemmen in 'open lucht' combineren met oeverrecreatie. De TDI geeft aan welke hoeveelheid mensen van een bepaalde stof binnen mogen krijgen zonder schadelijke effecten voor hun gezondheid.

Daar mensen ook via andere bronnen deze stoffen kunnen binnenkrijgen, wordt daarom bijkomend gesteld dat het inslikken van bodemdeeltjes als gevolg van oeverrecreatie voor maximaal 20% mag bijdragen aan de totale toelaatbare dagelijkse inname (TDI) of een allocatiefactor van 0,2. Dit is een standaard **allocatiefactor** die in diverse kaders (WHO, 2017; EC, 2018) gehanteerd wordt.

$$RGW_{oever/sediment} (mg/kg\ ds) = \frac{TDI (mg/kg\ lw/d) \times lichaamsgewicht (kg) \times allocatiefactor (-)}{ingeslikte\ bodemdeeltjes (kg/d) \times zwemfrequentie (-)}$$

Aangezien RIVM (2020) voor het bepalen van het gezondheidsrisico voor zwemmen (ingestie via zwemwater) enkel kijkt naar kinderen van 3-6 jaar als gevoelige groep, wordt dezelfde leeftijdscategorie gehanteerd.

De **RGW oeverrecreatie** wordt m.a.w. afgeleid voor **kinderen (3 - 6 jarigen)***, daar hun blootstelling zal leiden tot de strengste RGW's die ook beschermend zijn voor volwassenen. Bij het afleiden van de RGW oeverrecreatie wordt rekening gehouden met een **lichaamsgewicht van 17,7 kg**, een **hoeveelheid ingeslikte bodemdeeltjes van 1000 mg/ d (1g/d of 1.10^{-3} kg/d; idem Sedisoil)** en een **zwemfrequentie van 25 keer per jaar** (i.e. $25/365 = 0,068$).

$$RGW\ oever\ (mg/kg\ ds) = \frac{TDI\ (mg/kg\ lw/d) \times 17,7\ kg \times 0,2}{1.E-3\ (kg/d) \times 0,068}$$

**S-Risk houdt ook rekeningen met de leeftijdscategorie 1 – 3 jarigen die een lager lichaamsgewicht hebben (12,3 kg). Indien bovenstaande formule ook op deze leeftijdsgroep wordt toegepast zou zoals voor S-Risk een uitmiddeling over periode van 5 jaar berekend kunnen worden.*

→ Toepassen Sedisoil voor Vlaamse context

Hiervoor wordt het Sedisoil-model gehanteerd, maar werd een blootstellingsfrequentie van 25 gebeurtenissen per jaar (i.e. $25/365 = 0,068$) gekozen en werd een allocatiefactor van 0,2 toegepast op de TDI voor genormeerde stoffen (idem stoffenfiches S-Risk website). Voor de overige stoffen in Sedisoil werd deze allocatiefactor toegepast op de MTR-waarde (Maximaal Toelaatbaar Risico) die gehanteerd wordt in het Sedisoil model. Er wordt m.a.w. getoetst aan 20% TDI (of 20% MTR).

4.7.1 Lood

Voor metalen is ingestie van waterbodemdeeltjes nagenoeg de enige blootstellingsroute. In oppervlaktewater moeten al zeer hoge concentraties aanwezig zijn alvorens deze een humaan risico vormen via ingestie van oppervlaktewater. Daarnaast wordt voor metalen verondersteld dat dermale absorptie via waterbodem en oppervlaktewater geen rol speelt (RIZA, 2000).

In **S-Risk** wordt er standaard rekening gehouden met **achtergrondblootstelling**. Voor de leeftijdsgroep (1- 6 jaar) bedraagt dit voor lood $1,26.10^{-3}$ mg/kg lw.d. De TDI voor lood bedraagt $3,6.10^{-3}$ mg/kg lw.d. Dit wil zeggen dat de blootstellingsdosis maximaal **$2,34.10^{-3}$ mg/kg lw.d** mag bedragen.

Volgens het default scenario 'recreatie buiten' (i.e. zonder aanpassing van verblijftijden en innamehoeveelheden) wordt een maximale bodemconcentratie van **1750 mg/kg ds** berekend.

Na aanpassing van de verblijftijden en de hogere innamehoeveelheden voor kinderen bij oeverrecreatie naar analogie met het Sedisoil model, wordt een maximale (water)bodemconcentratie voor de oever afgeleid van **507 mg/kg ds**.

Bij **toepassing van de formule en Sedisoil (Vlaamse context)** wordt een **allocatiefactor van 0,2** toegepast op de TDI. Dit wil dit zeggen dat de blootstellingsdosis maximaal **$7,2.10^{-4}$ mg/kg lw.d** mag bedragen (i.e. $3,6.10^{-3}$

mg/kg lw.d x 0,2). Dit is dus strenger dan S-Risk. Geen allocatiefactor toepassen is minder streng dan S-Risk voor stoffen waarbij achtergrondblootstelling een relevante rol speelt.

Voor lood wordt via de formule een maximale (water)bodemconcentratie afgeleid van **187,4 mg/kg ds**.

Wanneer er ook rekening wordt gehouden met de 1-3 jarigen (die slechts 12,3 kg wegen) en er wordt uitgemiddeld over 5 jaar, dan is dit lager namelijk **155 mg/kg ds**.

Toepassen van de huidige Sedisoil-versie (**NL; levenslang**) resulteert voor lood in 4300 mg/kg ds. Na aanpassing van **Sedisoil** aan de **Vlaamse context** en 20% TDI wordt **1020 mg/kg ds** afgeleid voor lood. Indien enkel rekening gehouden wordt met kinderen (uitmiddeling over 6 jaar), dan wordt **158 mg/kg ds** afgeleid.

In Nederland wordt **achtergrondblootstelling niet meegenomen** voor het berekenen van bodemsaneringsnormen (interventiewaarden) en ook niet in het kader van de waterbodem (Sedisoil, 1996). Indien achtergrondblootstelling niet wordt meegenomen in S-Risk en geen allocatiefactor wordt meegenomen in de formule (uitgemiddeld over 5 jaar) dan wordt eenzelfde bodemconcentratie afgeleid, namelijk **800 mg/kg ds**. Voor de 3-6 jarige kinderen wordt op basis van deze formule een bodemconcentratie van **937 mg/kg ds** afgeleid en voor de 1-3 jarigen (die slechts 12,3 kg wegen) een bodemconcentratie van **650 mg/kg ds**.

Bovenstaande Sedisoil berekeningen houden rekening met een zwemfrequentie van 25 gebeurtenissen op jaarbasis. Vervolgens werd voor kinderen (< 6 jaar) nagegaan wat het effect is van een reductie tot 10 gebeurtenissen op jaarbasis. In dat geval wordt voor lood 395 mg/kg ds afgeleid; deze waarde is 2,5x hoger dan bij 25 gebeurtenissen.

Conclusie

Aanpassing van de verblijftijden en innamehoeveelheden in S-Risk geeft aanleiding tot strengere bodemconcentraties voor lood in vergelijking met het default scenario 'recreatie buiten'.

Toepassing van een allocatiefactor van 0,2 geeft voor lood aanleiding tot lagere toegestane (water)bodemconcentraties dan de berekeningen op basis van S-Risk.

Indien achtergrondblootstelling niet meegenomen wordt (idem aanpak Nederland), dan resulteert S-Risk en de formule (zonder allocatiefactor) logischer wijze in eenzelfde waterbodemconcentratie bij uitmiddeling over 5 jaar (1-6 jarigen).

In de (Vlaamse) Sedisoil wordt levenslang uitgemiddeld, maar de dosis voor kinderen wordt ook berekend, waardoor men ook op deze groep kan focussen indien gewenst. Toepassing van de formule (155 mg/kg ds) en Sedisoil voor de Vlaamse context voor kinderen (158 mg/kg ds) resulteert in nagenoeg gelijkaardige waterbodemconcentraties, daar dit gebaseerd is op dezelfde formule, toepassing van dezelfde allocatiefactor en een beperkt verschil in de uitmiddeling, resp. 5 en 6 jaar. Er is wel een groot verschil in risicogrenswaarden berekend op basis van levenslange uitmiddeling of focus op kinderen.

4.7.2 Benzo(a)pyreen

Volgens de discussienota (RIZA, 2000) werd o.b.v. de originele Sedisoil versie vastgesteld dat voor de meeste PAKs en organische stoffen '**dermale opname via oppervlaktewater**' ook een belangrijke blootstellingsroute is. Voor organische stoffen worden alle blootstellingsroutes dan ook best samen beoordeeld.

Zoals reeds eerder aangegeven wordt er in S-Risk standaard rekening gehouden met achtergrondblootstelling. Bij de PAK's wordt enkel voor antracene, benzo(g,h,i)peryleen, fluorantheen en naftaleen een achtergrondblootstelling via commerciële voeding meegenomen. De TDI voor B(a)P bedraagt **$2,2 \cdot 10^{-5}$ mg/kg lw.d** en stemt dus overeen met de maximale blootstellingsdosis daar er geen achtergrondblootstelling wordt meegenomen in S-Risk.

B(a)P is ook een pseudo-carcinogeen en dan wordt met S-Risk **wel levenslang** uitgemiddeld. In S-Risk wordt ook automatisch de dermale blootstellingsroute 'absorptie via bodem en stof' meegenomen wanneer de orale route 'inname via bodem en stof' wordt meegenomen. *Het is niet mogelijk om de impact van de 'dermale opname via oppervlaktewater' te simuleren met het model via het scenario 'recreatie buiten'.*

Toepassing van het default S-Risk scenario resulteert in **38 mg/kg ds**, waarbij de dermale bijdrage groter is dan de orale bijdrage (resp. 63% versus 30%). Inhalatie van buitenlucht is de resterende blootstellingsroute. Na aanpassing van de verblijftijden (Tabel 6) en de hogere innamehoeveelheden van (water)bodemdeeltjes voor zowel kinderen als volwassenen bij oeverrecreatie, wordt een maximale concentratie afgeleid van **22,5 mg/kg ds**. Opgelet, de dermale bijdrage is na aanpassing kleiner in vergelijking met de orale route; resp. 17 % versus 80 %.

Als er buiten S-Risk om enkel rekening wordt gehouden met de orale blootstellingsroute 'ingestie van waterbodemdeeltjes', dan wordt zonder aanpassing van de verblijftijden en innamehoeveelheden een maximale waterbodemconcentratie van **124 mg/kg ds** berekend en na aanpassing van de verblijftijden en innamehoeveelheden **28 mg/kg ds**. Door de dermale route niet mee in beschouwing te nemen, resulteert dit in hogere waarden. Dit is voor levenslange blootstelling.

Indien enkel naar **kinderen** (uitgemiddeld over 5 jaar) wordt gekeken, wordt een maximale (waterbodem)concentratie voor oeverrecreatie afgeleid van **16,25 mg/kg ds** afgeleid zonder aanpassing van de verblijftijden en innamehoeveelheden en van **4,8 mg/kg ds** na aanpassing.

Zoals reeds eerder toegelicht wordt bij toepassing van de formule en Sedisoil Vlaamse context een allocatiefactor van 0,2 toegepast op de TDI. Dit wil dit zeggen dat de blootstellingsdosis maximaal **$4,4 \cdot 10^{-6}$ mg/kg lw.d** mag bedragen (i.e. $2,2 \cdot 10^{-5}$ mg/kg lw.d x 0,2). Dit is dus strenger dan S-Risk.

Voor B(a)P wordt via de formule een maximale concentratie afgeleid van **1,125 mg/kg ds**. Wanneer er ook rekening wordt gehouden met de jongere leeftijdscategorie en er wordt uitgemiddeld over 5 jaar, dan is dit lager namelijk **1 mg/kg ds**.

Indien geen allocatiefactor wordt meegenomen in de formule (uitgemiddeld over 5 jaar) dan wordt voor ingestie van waterbodemdeeltjes eenzelfde bodemconcentratie afgeleid als met S-Risk, namelijk **4,8 mg/kg ds**. Voor de 3-6 jarige kinderen wordt op basis van deze formule een bodemconcentratie van **5,7mg/kg ds** afgeleid en voor de 1-3 jarigen (die slechts 12,3 kg wegen) een bodemconcentratie van **4 mg/kg ds**.

Toepassen van de huidige Sedisoil (NL; levenslang) resulteert voor B(a)P in 280 mg/kg ds. Na aanpassing van **Sedisoil** aan de **Vlaamse context** wordt **1,31 mg/kg ds** afgeleid voor levenslange uitmiddeling. Dit grote verschil is voornamelijk toe te schrijven aan de veel strengere toetsingswaarde (20 % TDI) die gehanteerd wordt in de Vlaamse context. De MTR-waarde gehanteerd door Nederland bedraagt immers 5E-04 mg/kg d, terwijl de TDI in S-Risk reeds strenger is (2,2E-05 mg/kg d) en daar wordt dan nog eens de allocatiefactor van 0,2 op toegepast (4,4E-06 mg/kg lw.d). Daarnaast worden via Sedisoil automatisch meerdere routes meegenomen en dan wordt vastgesteld dat voor B(a)P de bijdrage via 'ingestie van waterbodemdeeltjes' slechts **21 %** bedraagt en 'dermale opname via oppervlaktewater' **73%**. Dermale opname via waterbodemdeeltjes is beperkt tot 6% en ingestie via zwemwater is kleiner dan 1%.

Indien enkel rekening gehouden wordt met **kinderen** (uitgemiddeld over 6 jaar), dan wordt **0,4 mg/kg ds** afgeleid. **Dit is lager dan de triggerwaarde voor B(a)P van 0,66 mg/kg ds**. De bijdrage via 'ingestie van waterbodemdeeltjes' bedraagt ongeveer 41,5 % en via 'dermale opname via oppervlaktewater' 56,16 %. De bijdrage via 'dermale opname via waterbodemdeeltjes' en 'ingestie via zwemwater' is telkens kleiner dan 1%.

Bovenstaande Sedisoil berekeningen houden rekening met een zwemfrequentie van 25 gebeurtenissen op jaarbasis. Vervolgens werd voor kinderen (< 6 jaar) nagegaan wat het effect is van een reductie tot 10 gebeurtenissen op jaarbasis. In dat geval wordt voor B(a)P 1 mg/kg ds afgeleid, deze waarde is 2,5x hoger dan bij 25 gebeurtenissen.

Conclusie

Aanpassing van de verblijftijden en innamehoeveelheden in S-Risk geeft aanleiding tot strengere bodemconcentraties voor B(a)P in vergelijking met het default scenario 'recreatie buiten'.

Toepassing van een allocatiefactor van 0,2 geeft voor B(a)P aanleiding tot lagere toegestane (water)bodemconcentraties dan de berekeningen op basis van S-Risk.

Indien achtergrondblootstelling niet meegenomen wordt (idem aanpak Nederland) en enkel naar kinderen gekeken wordt (i.e. geen levenslange uitmiddeling), dan resulteert S-Risk en de formule (zonder allocatiefactor) logischer wijze in eenzelfde waterbodemconcentratie (4,8 mg/kg ds) bij uitmiddeling over 5 jaar (1-6 jarigen). In de (Vlaamse) Sedisoil en S-risk wordt standaard levenslang uitgemiddeld voor B(a)P. Er is wel een verschil in risicogrenswaarden berekend op basis van levenslange uitmiddeling en focus op kinderen.

Toepassing van de formule en Sedisoil voor de Vlaamse context resulteert in nagenoeg gelijkaardige waterbodemconcentraties voor kinderen, daar dit gebaseerd is op dezelfde formule en toepassing van dezelfde allocatiefactor en een beperkt verschil in de uitmiddeling, resp. 5 en 6 jaar.

Voor B(a)P werd aangetoond dat het relevant is om ook rekening te houden met de concentratie in oppervlaktewater en de blootstellingsroute 'dermale opname via oppervlaktewater'.
Om dit te kunnen berekenen heb je de Kow waarde nodig. Voor de genormeerde stoffen - die niet opgenomen zijn in Sedisoil - kan dit gevonden worden in de stoffenfiches horende bij S-Risk.

4.7.3 Conclusie

Zowel voor lood als B(a)P werd aangetoond dat het toepassen van een allocatiefactor van 0,2 aanleiding geeft tot lagere toegestane (water)bodemconcentraties dan wanneer achtergrondblootstelling in rekening wordt gebracht naar analogie met de berekeningen voor landbodems gebaseerd op S-Risk. **Het toepassen van een allocatiefactor heeft als voordeel dat voor niet genormeerde parameters er geen achtergrondblootstelling afgeleid dient te worden en enkel TDI-waarden opgezocht dienen te worden.**

Uit de voorgaande paragrafen kan afgeleid worden dat ingestie van oppervlaktewater in de meeste gevallen maar een beperkte bijdrage heeft aan de humane blootstelling. Toepassing van de Vlaamse Sedisoil geeft aan dat de meest relevante blootstellingsroutes bij zwemmen zijn:

- 'ingestie van waterbodemdeeltjes' (bij oeverrecreatie) en
- 'dermale opname' via zwemwater en/of waterbodemdeeltjes voor organische stoffen. Dit kan voor bepaalde organische stoffen zelfs relevanter zijn dan ingestie via waterbodemdeeltjes.

In Tabel 7 worden de bijdragen (%) aan de blootstellingsdosis weergegeven voor lood en B(a)P voor enerzijds levenslange blootstelling (LL) en anderzijds voor kinderen (< 6 jaar), waarbij de risicogrenswaarde voor waterbodem (RGW WB) en de overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater (C OPPW) resulteren in een risico-index gelijk aan 1 (i.e. geaggregeerde blootstellingsdosis is gelijk aan **20% van de TDI**).

Tabel 7 – Bijdrage van verschillende blootstellingsroutes tijdens zwemmen voor lood en B(a)P bij levenslange (LL) blootstelling en voor kind (< 6 jaar); 20% TDI; 25 gebeurtenissen/jaar

Parameter	RGW WB mg/kg ds	C OPPW mg/L	Ingestie WB	Ingestie OPPW	Dermaal WB	Dermaal OPPW
Lood - LL	1020	2,39E-03	99,98%	0,02%	0,00%	0,00%
B(a)P - LL	1,31	3,42E-05	21,00%	0,05%	5,90%	73,05%
Lood - kind	158	3,70E-04	100%	0,00%	0,00%	0,00%
B(a)P - kind	0,4	1,04E-05	41,51%	0,05%	0,71%	56,16%

Merk op dat de waarde van 0,4 mg/kg ds voor B(a)P onder de triggerwaarde (0,66 mg/kg ds) ligt, wat erop wijst dat de combinatie van 25 gebeurtenissen per jaar, focus op kinderen én toepassing van 20% TDI aanleiding geeft tot zeer lage waterbodemconcentraties.

Bovenstaande berekeningen houden rekening met een zwemfrequentie van 25 gebeurtenissen op jaarbasis. Indien voor kinderen (< 6 jaar) het aantal gebeurtenissen wordt gereduceerd tot 10 gebeurtenissen op jaarbasis, dan liggen risicogrenswaarden voor de waterbodem (RGW WB) hoger dan bij 25 gebeurtenissen, zijnde 395 mg/kg ds voor lood (i.p.v. 158 mg/kg ds) en 1 mg/kg ds voor B(a)P (i.p.v. 0,4 mg/kg ds).

Indien geen allocatiefactor zou toegepast worden (i.e. toetsen aan de TDI), dan liggen de risicogrenswaarden voor de waterbodem en de concentratie voor oppervlaktewater een factor 5 hoger (Tabel 8).

Tabel 8 – Bijdrage van verschillende blootstellingsroutes tijdens zwemmen voor lood en B(a)P bij levenslange (LL) blootstelling en voor kind (< 6 jaar); 100% TDI; 25 gebeurtenissen/jaar

Parameter	RGW WB mg/kg ds	C OPPW mg/L	Ingestie WB	Ingestie OPPW	Dermaal WB	Dermaal OPPW
Lood - LL	5100	1,20E-02	99,98%	0,02%	0,00%	0,00%
B(a)P - LL	6,5	1,70E-04	21,00%	0,05%	5,90%	73,05%
Lood - kind	790	1,85E-03	100%	0,00%	0,00%	0,00%
B(a)P - kind	2,0	5,22E-05	41,51%	0,05%	0,71%	56,16%

Indien er geen oeverrecreatie mogelijk is en er nauwelijks direct contact mogelijk is met de waterbodem bij het in- en uitstappen van het water of de waterloop, moet de blootstelling ten gevolge van ingestie van waterbodemdeeltjes en dermaal contact met waterbodemdeeltjes niet meegenomen worden. In dit geval is enkel de concentratie in oppervlaktewater relevant en wordt een risicogrenswaarde voor oppervlaktewater (RGW OPPW; Tabel 10 en Tabel 12) afgeleid. De route ingestie zwevend slib werd in bovenstaande berekeningen niet meegenomen.

Voor zware metalen valt de belangrijkste blootstellingsroute 'ingestie van waterbodemdeeltjes' dan weg en blijft er enkel de blootstellingsroute 'ingestie van zwemwater' over, wat resulteert in hogere risicogrenswaarden voor oppervlaktewater. Voor lood wordt dan een RGW OPPW bekomen van 11,2 mg/l (levenslang) en 3,15 mg/l voor een kind (< 6 jaar) bij een zwemfrequentie van 25 gebeurtenissen per jaar en toetsing aan 20% TDI.

Bij organische stoffen zijn er dan nog 2 blootstellingsroutes, nl. ingestie van zwemwater en dermaal contact met oppervlaktewater. Voor de meeste organische parameters is de dermale opname via oppervlaktewater de dominante blootstellingsroute. Voor B(a)P wordt dan een RGW OPPW bekomen van 4,7E-5 mg/l (levenslang) en 1,85E-5 mg/l voor een kind (< 6 jaar).

4.8 Overzicht RGW doorgerekende scenario's

Voor de parameters met triggerwaarden die opgenomen zijn in Sedisoil (zie § 0) wordt in Tabel 9 een overzicht gegeven van de triggerwaarde, de berekende risicogrenswaarden voor de waterbodem (RGW WB) en de overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater (C OPPW) en dit voor volgende blootstellingsscenario's:

- Scenario 1: levenslange (LL) blootstelling; 25 gebeurtenissen/jaar en 20% TDI
- Scenario 2: blootstelling kind (< 6 jaar); 25 gebeurtenissen/jaar en 20% TDI
- Scenario 3: blootstelling kind (< 6 jaar); 10 gebeurtenissen/jaar en 20% TDI

De RGW waterbodem bedragen maximaal 100000 mg/kg ds. De vetgedrukte concentraties bij C OPPW geven de maximale oplosbaarheid weer.

In Tabel 10 wordt voor dezelfde scenario's een overzicht gegeven van de berekende risicogrenswaarden voor oppervlaktewater wanneer er geen oeverrecreatie mogelijk is. In deze tabel zijn tevens de JG-MKN en de MAC-MKN voor rivieren en meren opgenomen, dewelke vermeld worden in bijlage 2.3.1

Basismilieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater *horende bij VLAREM II*.

(I) Voor de groep prioritaire stoffen die onder polycyclische aromatische koolwaterstoffen vallen, is de vermelde biota-MKN en de overeenkomstige JG-MKN voor water de concentratie van benzo(a)pyreen; beide MKN zijn op de toxiciteit van benzo(a)pyreen gebaseerd. Benzo(a)pyreen kan beschouwd worden als een marker voor ander PAK en derhalve dient voor de vergelijking met biota-MKN en de overeenkomstige JG-MKN in water alleen benzo(a)pyreen te worden gemonitord.

Uit Tabel 9 blijkt dat voor B(A)P de RGW WB onder de triggerwaarde ligt voor scenario 2 (aangeduid met *). De overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater is strenger dan de JG-MKN voor chroom, benzo(a)antraceen en de tetrachloorbenzenen voor alle scenario's, voor kwik bij scenario 2 en voor lood bij scenario's 2 en 3 (roze achtergrond). Uit Tabel 10 blijkt dat de concentratie in oppervlaktewater voor benzo(a)antraceen in scenario 2 en voor de tetrachloorbenzenen voor alle scenario's strenger zijn dan de JG-MKN.

Een gelijkaardige oefening werd ook uitgevoerd zonder toepassing van een allocatiefactor (i.e. 100% TDI). De resultaten liggen in dat geval een factor 5 hoger en worden weergegeven in Tabel 11 en Tabel 12. In dat geval wordt de JG-MKN voor chroom bij scenario 2 overschreden in geval van zwemmen inclusief oeverrecreatie en deze voor de tetrachloorbenzenen. Zonder oeverrecreatie worden enkel deze voor de tetrachloorbenzenen overschreden en dit steeds voor alle scenario's.

Voor de PCB's en PAK's houdt Sedisoil ook rekening met additiviteit voor het berekenen van het humane risico. Dit kan niet iteratief bepaald worden en werd dus in het kader van deze studie niet mee geëvalueerd. Dit wil zeggen dat er van de berekende risicogrenswaarden voor de PCB's en PAK's vermeld in deze studie wel een humaan risico kan uitgaan. Daarom is het aan te bevelen om het risico's steeds te bepalen op basis van meetwaarden voor zowel de waterbodem als oppervlaktewater.

Tabel 9 – RGW waterbodem (mg/kg ds) en overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater (mg/l) bij 20% TDI

Parameters	Trigger- waarde	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3	
		RGW WB	C OPPW	RGW WB	C OPPW	RGW WB	C OPPW
arsen	52	560	8,40E-02	87	1,30E-02	220	3,30E-02
cadmium	5,56	312	3,60E-03	48	5,54E-04	120	1,38E-03
chrom (III)	94,93	850	4,40E-03	130	6,72E-04	325	1,68E-03
kobalt	32,7	390	1,00E-01	60	1,54E-02	150	3,85E-02
koper	101,6	45100	1,35E+00	7000	2,10E-01	17500	5,25E-01
kwik (totaal)	1,21	28,5	2,51E-04	4,35	3,84E-05	11	9,71E-05
lood	152	1020	2,39E-03	158	3,70E-04	395	9,26E-04
nikkel	35,6	5600	1,05E+00	870	1,63E-01	2150	4,03E-01
zink	679	100000	1,36E+00	21900	2,99E-01	55000	7,50E-01
selenium	6,13	1150	2,92E+00	195	4,96E-01	480	1,22E+00
tin	15	100000	2,69E-01	88000	2,37E-01	100000	2,69E-01
vanadium	56,9	555	1,51E-01	86	2,35E-02	215	5,86E-02
antraceen	0,234	59000	4,34E-02	9450	4,34E-02	29000	4,34E-02
benzo(a)antraceen	0,738	4,8	2,87E-04	1,75	1,05E-04	4,30	2,57E-04
benzo(a)pyreen	0,665	1,31	3,42E-05	0,40*	1,04E-05	1,00	2,61E-05
benzo(g,h,i)peryleen	0,556	6650	2,60E-04	1300	2,60E-04	3220	2,60E-04
benzo(k)fluorantheen	0,380	11,4	3,50E-04	3,55	1,09E-04	9,00	2,76E-04
chryseen	1,00	180	2,00E-03	17,5	1,02E-03	85,0	2,00E-03
fenanthreen	0,827	20,3	3,12E-02	8,05	1,24E-02	20,00	3,07E-02
fluorantheen	1,65	6,3	2,67E-03	2,45	1,04E-03	6,10	2,58E-03
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	0,599	34	1,90E-04	7,75	4,53E-05	19,00	1,11E-04
naftaleen	0,618	4,05	9,79E-02	1,60	3,87E-02	4,00	9,67E-02
PCB 28	4,68E-3	0,116	2,30E-05	0,0435	8,61E-06	0,10875	2,15E-05
PCB 52	7,92E-3	0,38	3,28E-05	0,125	1,08E-05	0,3125	2,70E-05
PCB 101	1,00E-2	1,05	3,61E-05	0,28	9,63E-06	0,7	2,41E-05
PCB 118	6,90E-3	1,25	2,97E-05	0,31	7,38E-06	0,775	1,84E-05
PCB 138	1,30E-2	1,75	2,34E-05	0,38	5,09E-06	0,95	1,27E-05
PCB 153	1,70E-2	1,75	2,34E-05	0,38	5,09E-06	0,95	1,27E-05
PCB 180	1,20E-2	2,1	1,12E-05	0,41	2,18E-06	1,025	5,46E-06
1,4-dichloorbenzeen	0,230	19,5	6,20E-01	7,7	2,45E-01	19,25	6,12E-01
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	3,80E-4	0,22	7,92E-04	0,088	3,17E-04	0,22	7,92E-04
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	5,87E-4	0,22	7,39E-04	0,086	2,89E-04	0,215	7,22E-04
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	6,40E-4	0,19	7,00E-04	0,075	2,76E-04	0,1875	6,90E-04
hexachloorbenzeen	1,60E-3	7	2,96E-03	2,7	1,14E-03	6,75	2,86E-03
tolueen	0,606	18	2,37E+00	7,2	9,46E-01	18	2,37E+00
dieldrin	1,30E-3	5,4	1,35E-03	1,7	4,24E-04	4,25	1,06E-03
bis(tri-n-butyltin)oxide	2,69E-2	0,145	4,71E-01	0,05	1,63E-01	0,125	4,06E-01
trifenyln	6,79E-3	43	3,39E-02	11	8,67E-03	27,5	2,17E-02

Tabel 10 – RGW oppervlaktewater in mg/l bij 20% TDI – geen oeverrecreatie

Parameters	JG-MKN rivieren	MAC-MKN rivieren	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
arsen	3E-3	nvt	6,30	1,75	4,30
Cadmium	≤ 8E-5*	≤ 4,5E-4	3,50	0,95	2,40
chrom (III)	5E-3	nvt	9,30	2,60	6,50
kobalt	5E-4	nvt	4,40	1,20	3,10
koper	7E-3	nvt	500	140	350
kwik (totaal)	-	7E-5	0,06	0,06	0,06
lood	1,2E-3	1,4E-2	11,20	3,15	7,90
nikkel	4E-3	3,4E-2	62,00	17,50	44,00
zink	2E-2	nvt	1500	440	1100
selenium	2E-3	nvt	15,50	4,40	11,00
tin	3E-3	nvt	3000	1750	3000
vanadium	4E-3	nvt	6,30	1,75	4,40
antraceen	1E-4	1E-4	4,34E-02	4,34E-02	4,34E-02
benzo(a)antraceen	3E-4	nvt	3,20E-04	1,25E-04	3,15E-04
benzo(a)pyreen	1,7E-7	2,7E-4	4,70E-05	1,85E-05	4,60E-05
benzo(g,h,i)peryleen	1,7E-7 (I)	8,2E-6	2,60E-04	2,60E-04	2,60E-04
benzo(k)fluorantheen	1,7E-7 (I)	1,7E-5	4,55E-04	1,80E-04	4,50E-04
chryseen	1E-3	nvt	2,00E-03	1,25E-03	2,00E-03
fenanthreen	1E-4	1E-4	3,12E-02	1,24E-02	3,08E-02
fluorantheen	6,3E-6	1,2E-4	2,67E-03	1,04E-03	2,65E-03
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	1,7E-7 (I)	nvt	1,90E-04	1,90E-04	1,90E-04
naftaleen	2E-3	1,3E-1	9,79E-02	3,87E-02	9,67E-02
PCB 28	Σ = 2E-6	Σ = 2E-5	2,40E-05	9,50E-06	2,38E-05
PCB 52			4,00E-05	1,60E-05	4,00E-05
PCB 101			6,50E-05	2,65E-05	6,63E-05
PCB 118			6,50E-05	2,65E-05	6,63E-05
PCB 138			1,15E-04	2,65E-05	6,63E-05
PCB 153			1,15E-04	2,65E-05	6,63E-05
PCB 180			2,00E-04	2,65E-05	6,63E-05
1,4-dichloorbenzeen	Σ = 2E-2	Σ = 7E-2	6,20E-01	2,45E-01	6,12E-01
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	9E-3	3E-2	7,92E-04	3,17E-04	7,92E-04
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen			7,39E-04	2,89E-04	7,22E-04
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen			7,00E-04	2,76E-04	6,90E-04
hexachloorbenzeen			2,96E-03	1,18E-03	2,95E-03
tolueen	9E-2	7E-1	2,37E+00	9,46E-01	2,37E+00
dieldrin	1E-05	nvt	1,80E-03	7,00E-04	1,75E-03
bis(tri-n-butyltin)oxide	Σ = 8E-5	Σ = 7E-4	4,71E-01	1,63E-01	4,06E-01
trifenyln	Σ = 3E-7	Σ = 3E-6	6,60E-02	2,50E-02	6,25E-02

Tabel 11 – RGW waterbodem (mg/kg ds) en overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater (mg/l) bij 100% TDI

Parameters	Trigger- waarde	Scenario 1		Scenario 2		Scenario 3	
		RGW WB	C OPPW	RGW WB	C OPPW	RGW WB	C OPPW
arsen	52	2800	4,20E-01	435	6,52E-02	1100	1,65E-01
cadmium	5,56	1560	1,80E-02	240	2,77E-03	600	6,92E-03
chrom (III)	94,93	4250	2,20E-02	650	3,36E-03	1625	8,41E-03
kobalt	32,7	1950	5,00E-01	300	7,69E-02	750	1,92E-01
koper	101,6	225500	6,77E+00	35000	1,05E+00	87500	2,63E+00
kwik (totaal)	1,21	142,5	1,26E-03	21,75	1,92E-04	55	4,85E-04
lood	152	5100	1,20E-02	790	1,85E-03	1975	4,63E-03
nikkel	35,6	28000	5,25E+00	4350	8,16E-01	10750	2,02E+00
zink	679	500000	6,82E+00	109500	1,49E+00	275000	3,75E+00
selenium	6,13	5750	1,46E+01	975	2,48E+00	2400	6,10E+00
tin	15	500000	1,35E+00	440000	1,18E+00	500000	1,35E+00
vanadium	56,9	2775	7,57E-01	430	1,17E-01	1075	2,93E-01
antracene	0,234	295000	4,34E-02	47250	4,34E-02	155000	4,34E-02
benzo(a)antracene	0,738	24,0	1,43E-03	8,75	5,23E-04	21,50	1,29E-03
benzo(a)pyreen	0,665	6,55	1,71E-04	2,00	5,22E-05	5,00	1,30E-04
benzo(g,h,i)peryleen	0,556	33250	2,60E-04	6500	2,60E-04	16100	2,60E-04
benzo(k)fluorantheen	0,380	57,0	8,00E-04	17,75	5,44E-04	70	8,00E-04
chryseen	1,00	900	2,00E-03	87,5	2,00E-03	1000	2,00E-03
fenanthreen	0,827	101,5	1,56E-01	40,25	6,18E-02	100	1,54E-01
fluorantheen	1,65	31,5	1,33E-02	12,25	5,18E-03	30,50	1,29E-02
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	0,599	170	1,90E-04	38,75	1,90E-04	110,00	1,90E-04
naftaleen	0,618	20,25	4,90E-01	8,00	1,93E-01	20,00	4,83E-01
PCB 28	4,68E-3	0,58	1,15E-04	0,22	4,31E-05	0,54	1,08E-04
PCB 52	7,92E-3	1,9	1,64E-04	0,625	5,40E-05	1,6	1,38E-04
PCB 101	1,00E-2	5,25	1,81E-04	1,4	4,82E-05	3,5	1,20E-04
PCB 118	6,90E-3	6,25	1,49E-04	1,55	3,69E-05	3,875	9,22E-05
PCB 138	1,30E-2	8,75	1,17E-04	1,9	2,54E-05	4,75	6,36E-05
PCB 153	1,70E-2	8,75	1,17E-04	1,9	2,54E-05	4,75	6,36E-05
PCB 180	1,20E-2	10,5	5,59E-05	2,05	1,09E-05	5,125	2,73E-05
1,4-dichloorbenzeen	0,230	97,5	3,10E+00	38,5	1,22E+00	96,25	3,06E+00
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	3,80E-4	1,1	3,96E-03	0,44	1,58E-03	1,1	3,96E-03
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	5,87E-4	1,1	3,69E-03	0,43	1,44E-03	1,075	3,61E-03
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	6,40E-4	0,95	3,50E-03	0,375	1,38E-03	0,9375	3,45E-03
hexachloorbenzeen	1,60E-3	35	6,20E-03	13,5	5,71E-03	33,75	6,20E-03
tolueen	0,606	90	1,18E+01	36	4,73E+00	90	1,18E+01
dieldrin	1,30E-3	27	6,73E-03	8,5	2,12E-03	21,25	5,30E-03
bis(tri-n-butyltin)oxide	2,69E-2	0,725	2,36E+00	0,25	8,13E-01	0,625	2,03E+00
trifenyln	6,79E-3	215	1,69E-01	55	4,33E-02	137,5	1,08E-01

Tabel 12 – RGW oppervlaktewater in mg/l bij 100% TDI – geen oeverrecreatie

Parameters	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
arsen	31,50	8,75	21,50
cadmium	17,50	4,75	12,00
chrom (III)	46,50	13,00	32,50
kobalt	22,00	6,00	15,50
koper	2500	700	1750
kwik (totaal)	0,06	0,06	0,06
lood	56,00	15,75	39,50
nikkel	310,00	87,50	220,00
zink	7500	2200	5500
selenium	77,50	22,00	55,00
tin	3000	3000	3000
vanadium	31,50	8,75	22,00
antraceen	4,34E-02	4,34E-02	4,34E-02
benzo(a)antraceen	1,60E-03	6,25E-04	1,58E-03
benzo(a)pyreen	2,35E-04	9,25E-05	2,30E-04
benzo(g,h,i)peryleen	2,60E-04	2,60E-04	2,60E-04
benzo(k)fluorantheen	8,00E-04	8,00E-04	8,00E-04
chryseen	2,00E-03	2,00E-03	2,00E-03
fenanthreen	1,56E-01	6,18E-02	1,54E-01
fluorantheen	1,33E-02	5,18E-03	1,33E-02
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	1,90E-04	1,90E-04	1,90E-04
naftaleen	9,79E-02	1,93E-01	4,83E-01
PCB 28	1,20E-04	4,75E-05	1,19E-04
PCB 52	2,00E-04	8,00E-05	2,00E-04
PCB 101	3,25E-04	1,33E-04	3,31E-04
PCB 118	3,25E-04	1,33E-04	3,31E-04
PCB 138	5,75E-04	2,25E-04	5,80E-04
PCB 153	5,75E-04	2,25E-04	5,80E-04
PCB 180	1,00E-03	4,00E-04	1,00E-03
1,4-dichloorbenzeen	3,10E+00	1,22E+00	3,06E+00
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	3,96E-03	1,58E-03	3,96E-03
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	3,69E-03	1,44E-03	3,61E-03
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	3,50E-03	1,38E-03	3,45E-03
hexachloorbenzeen	6,20E-03	5,90E-03	6,20E-03
tolueen	1,18E+01	4,73E+00	1,18E+01
dieldrin	9,00E-03	3,50E-03	8,75E-03
bis(tri-n-butyltin)oxide	2,36E+00	8,13E-01	2,03E+00
trifenylnin	3,30E-01	1,25E-01	3,13E-01

5 SPORTVISSERIJ

Indien er gevist wordt voor eigen consumptie (**sportvisserij**), dan kan de consumptie van eigen gevangen vis een relevante locatiespecifieke blootstellingsroute zijn. Het is dan belangrijk om na te gaan of de zelfgevangen vis ook effectief geconsumeerd wordt. Indien uit navraag blijkt dat er op 'niet' eetbare vissen wordt gevist, dan is de blootstellingsroute inname via visvangst voor eigen consumptie niet relevant.

Een strikte wetgeving zorgt ervoor dat de hengelsport een aangename bezigheid is voor jong en oud, maar ook dat men respectvol en doordacht omspringt met dier en milieu. Iedereen die wil vissen, moet zich houden aan de reglementen. In de folder [Reglement openbare visserij 2021 \(pdf - 996 KB\)](#) lees je alles over de visserijreglementering op de openbare wateren. Deze folder is ook beschikbaar in andere talen (Frans, Duits, Engels, Pools en Roemeens). De folder geeft informatie over waar, wanneer en hoe je mag vissen, de meeneembeperving, hengelkaarten, ... Volgend consumptieadvies wordt meegegeven: **'Omwille van de aanwezigheid van vervuilende stoffen ontraadt de Vlaamse overheid ten zeerste de consumptie van zelf gevangen paling en roofvis uit de openbare wateren. Eten van de vis kan gezondheidsrisico's inhouden'**.

Ook in het recente advies over de problematiek van vervuilende stoffen in Vlaamse zoetwatervissen (Geeraerts et al., 2022) wordt aangeraden om maximaal de consumptie van alle soorten zoetwatervis uit Vlaanderen te vermijden, en dit als gevolg van de aanwezige vuilvrachten in paling - maar ook in roofvis en in andere vissoorten - de zeer hoge variabiliteit in vuilvracht over de verschillende Vlaamse wateren, de significante hoeveelheden onttrokken en meegenomen vis door de hengelaars voor consumptie, de toxiciteit van vele stoffen en de toepassing van het voorzorgsbeginsel.

Sedert 2016 meet Vlaanderen op een set van 44 meetplaatsen op Vlaamse waterlopen een (beperkt) aantal stoffen in baars en paling. Daarnaast heeft Europa ter bescherming van de volksgezondheid ook maximale waarden van contaminanten in voedingsmiddelen vastgelegd in internationale consumptienormen. Deze normen zijn meestal afhankelijk van het voedingsmiddel, en ook voor vis werden specifieke normen vastgelegd. In sommige gevallen zijn de normen specifiek voor welbepaalde zoetwater- of zeevissoorten (bijlage A). Voor stoffen waarvoor normen beschikbaar zijn, werd volgende informatie vermeld in het advies:

- B(a)P wordt niet in vis gemeten in Vlaanderen en kan dus niet beoordeeld worden,
- kwik werd noch in paling, noch in baars boven de norm van 0,5 µg/g vg vastgesteld,
- PCBs in baars werd op 9 % van de gemeten locaties boven de norm van 125 ng/g vg vastgesteld en in paling op 25 van de 41 locaties boven de norm van 300 ng/g vg;
- dioxines in baars overschreden nergens de norm van 6,5 pg/g TEQ2005 vg;
- dioxines in paling overschreden op 7 van de 20 locaties de norm van 10 pg/g TEQ2005 vg;
- de norm voor PFOS in paling van 35 ng/g vg wordt overschreden op 16% van de gemeten locaties (i.e. 7 van de 43 locaties) en de norm voor baars (7 ng/g vg) op 25% van de gemeten locaties. Voor PFOA en PFNA worden de normen niet overschreden.

De blootstelling ten gevolge van visconsumptie aan de verontreinigende stof wordt gekwantificeerd door concentraties in vis (zie § 5.1) te combineren met opnameparameters (§ 5.2) volgens plausible blootstellingsscenario's.

Het doel is om de aannames voor de beoordeling van het humane risico ten gevolge van visconsumptie voor Vlaanderen vast te leggen.

5.1 Concentratie in vis

De concentratie in vis kan ofwel gemeten worden, ofwel wordt deze via modellen/formules berekend.

5.1.1 Risicobeoordeling waterbodembodem – Nederland (Sedisoi)

De gehalten van contaminanten in vis (C_{vis} , in mg/kg vg) kunnen worden berekend vanuit de concentratie van het oppervlaktewater (C_{OPPW}), met behulp van een contaminant-specifieke bioconcentratiefactor (BCF_{fi} , in (mg/kgdw)/(mg/l)):

$$C_{vis} = BCF_{fi} * C_{OPPW}$$

Daar er wordt uitgegaan van een constante concentratie in oppervlaktewater en het instellen van een evenwichtssituatie tussen het oppervlaktewater en vis, moeten de berekende waarden van de gehalten in vis beschouwd worden als een *indicatie van daadwerkelijke concentraties*.

In SEDISOIL'96 (en ook in de huidige versie) wordt aangenomen dat vissoorten die op de bodem leven geen bodemdeeltjes opnemen en slechts in beperkte mate worden blootgesteld via dermale opname. De vissoorten kunnen echter ook worden blootgesteld door consumptie van kleinere organismen die op en in het sediment leven. Deze blootstellingsroute is echter moeilijk kwantificeerbaar en is buiten beschouwing gebleven (RIZA-RIVM, 2000).

Uit de technische handleiding Sedisoil (Deltares, 2010) kan afgeleid worden dat in de huidige Sedisoil-versie niet alleen de consumptiehoeveelheden voor vis intussen gewijzigd zijn (§ 5.2), maar er wordt ook een onderscheid gemaakt tussen vette vis (zoals aal) en niet-vette vis (overige vis). In de huidige Sedisoil versie zijn dus twee formules opgenomen om de drooggewichtfractie op basis van de vetfractie te kunnen afleiden. Voor de formules wordt verwezen naar het document zelf.

In het document 'update BCF's Sedisoil' (Deltares, 2010) wordt de verbeterde schatting van de log Koc, BCF en log Kow waarden die in de huidige SEDISOIL-versie gehanteerd worden toegelicht.

5.1.2 Risicobeoordeling waterbodem - Noorwegen

In het document 'Risk assessment of contaminated sediments' (Norwegian Environmental Agency, 2018) wordt de concentratie in benthische vis berekend op basis van de concentratie in het sediment en uitgedrukt in droge stof:

$$C_{bio} = \frac{C_{sed} \cdot BCF_{fish} \cdot 5}{K_d}$$

De gehanteerde K_d -waarden en BCF fish zijn verschillend van deze opgenomen in de huidige Sedisoil-versie en zijn opgenomen in de bijlagen van het document.

5.1.3 Andere modellen

Andere modellen die bioaccumulatie meenemen en een concentratie in vis kunnen voorspellen, zijn EUSES, Merlin-Expo en **Sedias**. Deze modellen werden reeds besproken in het OVAM-document 'Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater' (2020). Omwille van de aannames in Sedisoil - nl. geen opname van bodemdeeltjes door vissen – bestaat de kans dat de concentratie in vis onderschat wordt. Indien beslist wordt om het Sedias model te gebruiken voor het bepalen van het risico op verspreiding, wordt aanbevolen om het model tevens in te zetten om de concentratie in vis te voorspellen en op basis daarvan het humane risico ten gevolge van ingestie van vis te begroten.

In het document 'Onderzoek relatie waterbodem-oppervlaktewater' (2020) werd tevens verwezen naar de lijst van milieukwaliteitsnormen (MKN) voor 45 stoffen en de Europese visie omtrent het behalen van de goede waterkwaliteit worden beschreven in de dochterrichtlijn 'prioritaire stoffen' (2013/39/EU). Voor de meerderheid van de 45 stoffen zijn de MKN opgesteld als (opgeloste) concentraties in het water. **Voor enkele stoffen (11) werden er ook MKN voor concentraties in biota afgeleid.** Gemeten of voorspelde concentraties in vis, schelp- of weekdieren kunnen in dit geval getoetst worden aan hun respectievelijke biota MKN. Deze normen worden voornamelijk opgesteld voor stoffen die moeilijk oplosbaar zijn in water, bioaccumuleren in aquatische organismen en daarbij ook een risico vormen voor toppredatoren, inclusief de mens, die worden blootgesteld door consumptie van de aquatische organismen.

De concentraties in de biota kunnen worden teruggerekend naar waterconcentraties via verschillende constanten, maar dit kan een grote onzekerheid met zich meebrengen.* Daarom wordt er geopteerd om de concentraties aan verontreinigende stoffen rechtstreeks te meten in de biota en te toetsen aan een biota MKN.

** Omrekening van de KRW biotानormen naar een concentratie in oppervlaktewater werd opgenomen in tabel 4 van dat document en wordt onder weergegeven.*

KRW biotannormen terug gerekend naar een concentratie in oppervlaktewater

Stof	Biotannorm	BCF	Conc in oppervlaktewater	JG-MKN	RIVM ²⁾
	(µg/kg vers)	(L/kg ww)	(berekend)		
som PBDE	0,0085	35000 ¹⁾	0,24 pg/l	– –	–
fluorantheen	30	4800	6,3 ng/l	6,3 ng/l	
hexachloorbenzeen	10	42000	0,24 ng/l	–	0,026 ng/l
hexachloorbutadieen	55	17000	3,2 ng/l	–	0,55 ng/l
kwik	20	100	0,2 µg/l	–	0,07 ng/l
benzo(a)pyreen	5	11138	0,45 ng/l	0,17 ng/l	
dicofol	33	–	–	–	
Perfluorooctaansulfonaat (PFOS)	9,1	2790	3,3 ng/l	0,65 ng/l	
som 29 dioxines	0,0065	41540	0,16 pg/l	–	
hexabroomcyclododecaan	167	18100	9,2 ng/l	1,6 ng/l	
Σheptachloor en -epoxide	0,0067	–	–	–	

¹⁾ Op basis van pentabroomdifenyylether;

²⁾ Moermond & Verbruggen 2012; Verbruggen et al., 2015; https://rvs.rivm.nl/sites/default/files/2018-05/Notitie%20SG%20normvoorstellen%20water%20en%20lucht_26juni2014_aangepast%2014november2016.pdf,

5.2 Blootstellingsfactoren

5.2.1 Kaderrichtlijn water (KRW)

De blootstelling van mensen via het eten van vis wordt meegenomen in de afleiding van waterkwaliteitsnormen volgens de methodiek van de Kaderrichtlijn Water (KRW). Eén van de doelen van de KRW is namelijk dat de voedselketen wordt beschermd, zodat mensen dagelijks wild gevangen vis kunnen eten zonder gezondheidseffecten te ondervinden. RIVM (2020)³ heeft reeds risicoschattingen uitgevoerd voor het afleiden van risicogrenswaarden voor vis voor PFOA, PFOS en GenX op basis van deze KRW-methodiek.

Voor het omrekenen van de TDI naar een veilige concentratie in vis, rekent de KRW-methodiek met een dagelijkse inname van 115 gram vis (natgewicht) en een **lichaamsgewicht van 70 kg (volwassene)**. Ook in de KRW wordt een **allocatiefactor van 0,2** gehanteerd zodat de inname via vis voor maximaal 20% bijdraagt aan de totale dagelijkse inname. Met deze Europees afgestemde uitgangspunten wordt de KRW-norm in vis (µg/kg natgewicht) berekend als:

$$KRW - norm\ vis = \frac{TDI\ (mg/kg\ lw/d) \times\ lichaamsgewicht\ (kg) \times\ allocatiefactor\ (-)}{inname\ vis\ (kg\ natgewicht/d)}$$

³ <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/2020-0042.pdf>

$$KRW - norm\ vis\ (mg/kg) = \frac{TDI\ (mg/kg\ lw/d) \times 70\ kg \times 0,2}{0,115\ kg/d}$$

Indien de berekende concentratie in vis groter is dan de KRW-norm voor vis, dan is er een humaan risico voor visconsumptie.

5.2.2 Nederlandse en Noorse risicobeoordeling

In zowel Nederland als Noorwegen werd reeds een risicobeoordeling uitgewerkt voor verontreinigde sedimenten (waterbodems). Beide landen hanteren dezelfde formules met betrekking tot de berekening van een blootstellingsdosis ten gevolge van de consumptie van vis, maar andere getalwaarden.

In de eerste **Sedisoil versie** (1996) werd gerekend met een visconsumptie van 15 g/d voor kinderen en 55 g/dag voor volwassenen (sportvisser). Voor de gemiddelde Nederlander werd uitgegaan van 3 g/d (kind) en 11 g/d (volwassene). Er werd ook gesteld dat van de geconsumeerde hoeveelheid slechts 50% afkomstig is van zelf gevangen vis bij sportvisser en 10% bij gemiddelde Nederlander.

In de technische handleiding bij Sedisoil (Deltares, 2010), wordt als visconsumptie voor vette vis voor een **volwassene 5 g/d** gehanteerd (Bouwmeester et al., 2007) en voor een **kind 1,5 g/d** (Weijs en Wijnen, 2003). Voor de consumptie van niet-vette vis zijn geen gegevens bekend, hierom zijn de inname hoeveelheden gelijk gesteld aan die van vette vis consumptie (expert meeting, 2010). Dit zijn de consumptiehoeveelheden die momenteel in de huidige Sedisoil versie worden gehanteerd en waarbij de **fractie** afkomstig van zelf gevangen vis standaard op **100%** staat.

In de **aanpak van Noorwegen** wordt dezelfde formule als in Sedisoil gehanteerd, waarbij uitgegaan wordt van een visconsumptie van 28 g/d (kind) en 138 g/d (volwassene) en waarbij 50% afkomstig is van zelf gevangen vis.

5.2.3 Consumptiehoeveelheden eigen (wild) gevangen vis

In de kaderrichtlijn water wordt gerekend met een dagelijkse inname van wild gevangen vis van **115 g/d** (volwassene). In Nederland en Noorwegen worden veel lagere consumptiehoeveelheden (g/d) gehanteerd worden voor de risicobeoordeling van een waterbodembodem.

Consumptiehoeveelheid (g/d)	Volwassene	Kind
Nederland	5	1,5
Noorwegen	69 (= 138/2)	14 (= 28/2)

RIVM (2020) geeft ook aan dat de door de KRW gehanteerde hoeveelheid voor Nederland aan de hoge kant is. Omwille hiervan werd nagegaan wat het consumptiegedrag voor België is en of er recentere informatie beschikbaar is in de literatuur.

Literatuuropzoeking

Het advies van INBO (Geeraerts et al., 2022) geeft aan dat in Vlaanderen nog maar weinig experimenteel onderzoek gedaan werd naar de meetbare effecten bij de mens van de consumptie van zoetwatervis uit Vlaamse oppervlaktewateren. De directe relaties tussen het consumptiegedrag van hengelaars en metingen van interne blootstelling bij hengelaars is in Vlaanderen nog niet voldoende onderzocht.

In Bilau et al. (2007) wordt verwezen naar een enquête over specifieke aspecten van de recreatievisserij in Vlaanderen, inclusief de kwestie van het mee naar huis nemen van de vangst. Respectievelijk 1,9 % van de sportvissers gaf aan dat ze 'altijd' hun vangst mee naar huis nemen en 5,3 % geeft aan dit 'soms' te doen. Voor de sportvisser die altijd zijn **paling** meeneemt, werd berekend dat die een gemiddelde van 25,88 kg paling eet per jaar (of **71,14 g/d**) en dit werd berekend op basis van het aantal vismomenten (gemiddeld 41,67 trips per jaar). Het aantal gevangen palingen per keer bedroeg gemiddeld 4,14 en als gemiddeld gewicht eetbare portie per paling werd 150 gram gehanteerd. Voor de vissers die 'soms' hun vangst mee naar huis nemen, werd aangenomen dat gemiddeld één op de vijf palingen wordt geconsumeerd en dat die gemiddeld 3,93 kg paling eet per jaar (of **10,86 g/d**). Dit werd berekend op basis van een gemiddeld aantal vismomenten van 42,03 per jaar en het aantal gevangen palingen per gelegenheid van 3.

In Teunen et al. (2021) wordt een gemiddelde consumptie van **2,7 g/d baars** en **18 g/d paling** aangehaald waarbij verwezen wordt naar een enquête voor vissers die in het najaar van 2015 georganiseerd werd door het Agentschap voor Natuur en Bos (ANB-VF/2015/4).

In van den Dungen et al. (2016) wordt gesteld dat Nederlandse vissers een palingconsumptie van minstens één portie (150 g) per maand (of **5 g/d**) hebben.

Belgische voedselconsumptie

Volgens de Belgische Voedselconsumptiepeiling van 2014 (Brocatus *et al.*, 2016; De Ridder *et al.*, 2016; Lebacqz, 2016) bedraagt de gemiddelde gebruikelijke consumptie (= de consumptie gedurende een langere periode) van vis en visbereidingen 23 gram per dag, de mediaan bedraagt 19 g/dag en het 97,5 percentiel komt overeen met 64 g/dag. De gemiddelde gebruikelijke consumptie is hoger voor mannen dan vrouwen, en in Vlaanderen is de consumptie hoger dan in Wallonië. Bovendien neemt de gemiddelde gebruikelijke consumptie toe met de leeftijd van de ondervraagden.

In 2014 at slechts 12,6% van de bevolking (3-64 jaar) twee keer per week of vaker (verse of diepgevroren) vis, 42,0% van de bevolking at maar één keer per week vis, 38,2% minder dan één keer per week en 7,2% van de bevolking nooit.

Er bestaan verschillende systemen om voeding te classificeren. Op basis van het FoodEx2 classificatiesysteem zijn gegevens beschikbaar voor de categorie 'vis'; voorbeelden van levensmiddelen die hieronder vallen zijn kabeljauw, zalm, heilbot, tarbot en pangasius. Schaaldieren, visafval, schelpdieren, verwerkte vis (blik, bokaal, gerookt,...) enzoverder vallen hier niet onder.

De gemiddelde gebruikelijke consumptie voor vis volgens FoodEx2 bedraagt voor volwassenen 12,5 gram per dag (

Tabel 13). Op een consumptiedag was de gemiddelde hoeveelheid vis die door volwassenen geconsumeerd werd 124,1 g/dag (Tabel 14).

Wanneer de visconsumptie uitgedrukt wordt per kg lichaamsgewicht blijkt dat jonge kinderen (3-9 jaar) de hoogste visconsumptie hebben per kg lichaamsgewicht, namelijk gemiddeld 0,27 g/kg lg/dag (Tabel 15). *De blootstelling van kinderen per kg lichaamsgewicht aan mogelijke contaminanten aanwezig in de vis ligt bijgevolg hoger dan voor volwassenen.*

Als dagelijkse consumptie voor kinderen van 3-9 jaar wordt 28,8 g/d of 0,984 g/kg lg/d (P97,5 FoodEx2 vis, Tabel 15) geselecteerd. Voor volwassenen wordt 43,2 g/d geselecteerd.

Daar in de oorspronkelijke Sedisoil versie en in de Noorse risicobeoordeling werd uitgegaan van het feit dat de visconsumptie van een sportvisser slechts voor 50 % afkomstig is van zelf gevangen vis, worden deze consumptiehoeveelheden gehalveerd. Voor kinderen zou dit dan resulteren in een visconsumptie van **14,4 g/d** (0,492 g/kg lg/d) en voor volwassenen in **21,6 g/d** (0,314 g/kg lg/d).

Tabel 13 – Gebruikelijke consumptie van vis (g/dag) in de populatie van 3 tot 64 jaar, in functie van de leeftijd, België, 2014. Overgenomen van Brocatus et al. (2016)

		Gemiddelde	95% CI	P5	P50	P95	P97,5	n	N
LEEFTIJD	3-9	7,85	(6.334-8.964)	0.667	5.527	22.827	28.752	155	992
	10-17	6.782	(5.566-7.96)	0.387	4.47	20.839	26.647	106	928
	18-64	12.475	(10.553-14.364)	1.193	9.168	35.067	43.239	224	1226
TOTAAL		11.324	(9.799-12.851)	0.912	8.062	32.928	40.913	485	3146

Bron: Nationale Voedselconsumptiepeiling 2014-2015, België

*FoodEx2 code = Z0007.0001

Het gemiddelde, de percentielen en de percentages zijn gewogen voor leeftijd, geslacht, seizoen en dag van de week

n = het aantal mensen dat het voedingsmiddel op minstens één van de twee bevroegde dagen heeft geconsumeerd

N = totaal aantal mensen in de steekproef

Tabel 14 – Consumptie van vis (g/dag) op een consumptiedag in de populatie van 3 tot 64 jaar, in functie van de leeftijd, België, 2014. Overgenomen van Brocatus et al. (2016).

		Gemiddelde	P5	P50	P95	P97,5	N
LEEFTIJD	3-9	97.429	38.074	90.396	179.859	202.664	155
	10-17	102.601	40.218	95.744	188.324	211.399	106
	18-64	124.147	51.263	116.248	224.401	250.899	224
TOTAAL		118.875	47.498	110.896	217.772	244.129	485

Bron: Nationale Voedselconsumptiepeiling 2014-2015, België

*FoodEx2 code = Z0007.0001

Het gemiddelde, de percentielen en de percentages zijn gewogen voor leeftijd, geslacht, seizoen en dag van de week

n = het aantal mensen dat het voedingsmiddel op minstens één van de twee bevroegde dagen heeft geconsumeerd

Tabel 15 – Gebruikelijke consumptie van vis (g/kg lichaamsgewicht/dag) in de populatie van 3 tot 64 jaar, in functie van de leeftijd, België, 2014. Overgenomen van Brocatus et al. (2016).

		Gemiddelde	95%CI	P5	P50	P95	P97,5	n	N
LEEFTIJD	3-9	0.269	(0.226-0.319)	0.02	0.189	0.789	0.984	151	977
	10-17	0.153	(0.129-0.176)	0.008	0.099	0.481	0.609	104	918
	18-64	0.176	(0.148-0.202)	0.016	0.127	0.505	0.628	217	1201
TOTAAL		0.183	(0.159-0.204)	0.015	0.128	0.536	0.672	472	3096

Bron: Nationale Voedselconsumptiepeiling 2014-2015, België

*FoodEx2 code = Z0007.0001

Het gemiddelde, de percentielen en de percentages zijn gewogen voor leeftijd, geslacht, seizoen en dag van de week

n = het aantal mensen dat het voedingsmiddel op minstens één van de twee bevraagde dagen heeft geconsumeerd

N = totaal aantal mensen in de steekproef

Conclusie

De voorgestelde consumptiehoeveelheid van zelf gevangen vis van 21,6 g/d voor een volwassene (gebaseerd op de Belgische Voedselconsumptiepeiling van 2014) is veel lager dan de 115 g/d die in de KWR-formule gehanteerd wordt. Anderzijds zijn de hoeveelheden voor zowel volwassenen en kinderen (resp. 21,6 en 14,4 g/d) hoger dan de waarden die momenteel in Sedisoil gehanteerd worden en die typerend zijn voor Nederland, nl. 5 g/d voor volwassenen en 1,5 g/d voor kinderen.

De kans bestaat dat er een verschil is in de hoeveelheden die in Vlaanderen geconsumeerd worden in vergelijking met Nederland omwille van andere maatregelen rond het meeneemverbod van paling. In van den Dungen et al. (2016) staat dat o.a. België geen vangstverbod voor paling uit sterk vervuilde gebieden hanteert, alleen een aanbeveling om dat niet te doen, terwijl er in Nederland wel degelijk een verbod is.

In de literatuur met focus op sportvissers in Vlaanderen worden consumpties aangehaald van paling die variëren van 71,14 g/d (worst case) tot 10,86 g/d en voor baars werd een gemiddelde consumptie van 2,7 g/dag aangehaald.

Er worden in het kader van deze studie risicoberekeningen (§ 5.5) uitgevoerd voor de consumptiehoeveelheden gehanteerd in Nederland (i.e. 5 g/d voor volwassenen en 1,5 g/d voor kinderen) en de consumptiehoeveelheden afgeleid van de Belgische Voedselconsumptiepeiling van 2014 (i.e. 21,6 g/d voor volwassenen en 14,4 g/d voor kinderen).

5.2.4 Relevante populatie

Zowel in Sedisoil als in de risicobeoordeling van Noorwegen wordt uitgemiddeld over de volledige levensduur (6 jaar kind en 64 jaar volwassene), terwijl de KRW-formule is toegespitst op volwassenen.

Focus op kinderen resulteert steeds in strengere normen voor vis (Tabel 16), maar nog minder streng dan de KRW-norm waarbij zeer hoge consumptiehoeveelheden gehanteerd worden voor volwassenen.

Er worden in het kader van deze studie risicogrenswaarden afgeleid (§ 5.5) voor zowel levenslange blootstelling als voor kinderen (< 6 jaar) en volwassenen (> 6 jaar).

5.3 Afleiden risicogrenswaarde waterbodem

Door een gezondheidkundige grenswaarde (GGW; zie § 5.4) te combineren met aannames over de consumptiehoeveelheden, kunnen risicogrenswaarden voor de waterbodem afgeleid worden.

Zoals ook aangehaald bij de bespreking van het toetsingskader voor waterrecreatie, kan het Sedisoil model gebruikt worden voor twee doelen:

- het afleiden van potentiële humane risicogrenswaarden voor de waterbodem en die worden berekend in dit rapport.
- de beoordeling van actuele (locatiespecifieke) humane risico's.

De risicogrenswaarde voor de waterbodem is gelijk aan de concentratie in de waterbodem waarbij de humane blootstelling gelijk is aan de GGW. Bij de berekening van de risicogrenswaarden wordt rekening gehouden met de door Sedisoil berekende concentratie in oppervlaktewater op basis van de ingevoerde concentratie in de waterbodem. Wanneer dit resulteert in een concentratie in oppervlaktewater boven de oplosbaarheid, wordt de concentratie in oppervlaktewater gelijk gesteld aan de oplosbaarheid.

Het is ook mogelijk om in Sedisoil gemeten concentraties in te voeren voor de beoordeling van actuele humane risico's die uitgaan van de waterbodemverontreiniging. In het kader van reële cases kan de blootstelling m.a.w. berekend worden op basis van de gemeten concentraties in waterbodem en oppervlaktewater.

De meeste blootstellingsparameters en model parameters van het Sedisoil model werden behouden.

De blootstellingsberekeningen dienen gezien te worden als een **schatting** van de blootstelling, die onderhevig zijn aan onzekerheden en aannames gemaakt in de modellen, modelparameters en blootstellingsfactoren.

Omwille van de aannames in Sedisoil – o.a. geen opname van bodemdeeltjes door vissen – wordt geadviseerd de blootstellingsdosis uit Sedisoil te combineren met de voorspelde concentraties in vis (§ 5.1.3).

5.4 Gezondheidskundig toetsingskader

Zoals ook aangehaald bij de bespreking van het toetsingskader voor waterrecreatie, wordt ook bij het berekenen van een veilige concentratie in vis anders omgegaan met het feit dat mensen ook via andere bronnen aan deze stoffen kunnen worden blootgesteld.

Bij het afleiden van de KRW-norm voor vis (§ 5.2.1) wordt een allocatiefactor van 0,2 toegepast of anders gezegd, de consumptie via vis mag voor maximaal 20% bijdragen aan de toelaatbare dagelijkse inname (TDI).

In Nederland (Sedisol) wordt geen rekening gehouden met een allocatiefactor en wordt de totale blootstellingsdosis afgetoetst aan de toelaatbare dagelijkse inname (TDI).

In Noorwegen wordt er getoetst aan 10% van de TDI.

Voor de genormeerde stoffen werden de MTR waarden vervangen door de orale TDI's uit de stoffenfiche van S-Risk. De MTR-waarden en de meeste TDI's dateren echter van voor 2010. Aanpassing van deze waarde op basis van recentere literatuur kan een impact hebben op de getalwaarden die in dit document zijn opgenomen. Een herziening van de TDI- en MTR-waarden maakte geen onderdeel uit van deze studie.

5.5 Overzicht risicogrenswaarden doorgerekende scenario's

Door een gezondheidskundige grenswaarde (GGW; § 5.4) te combineren met aannames over de consumptiehoeveelheden (§ 5.2.3), kunnen risicogrenswaarden voor de waterbodem afgeleid worden.

In dit hoofdstuk wordt de impact van de verschillen in consumptiehoeveelheden en de populatie - i.e. levenslange blootstelling versus focus op kinderen (< 6 jaar) of volwassenen (> 6 jaar) toegelicht.

Voor volgende blootstellingsscenario's werden de concentratie in vis berekend:

- Scenario 1: levenslange blootstelling, 5 g/d (volwassene), 1,5 g/d (kind) en 20% TDI
- Scenario 2: blootstelling kind (< 6 jaar), 1,5 g/d (kind) en 20% TDI
- Scenario 3: blootstelling volwassene, 15 g/d (volwassene) en 20% TDI
- Scenario 4: levenslange blootstelling, 21,6 g/d (volwassene), 14,4 g/d (kind) en 20% TDI
- Scenario 5: blootstelling kind (< 6 jaar), 14,4 g/d (kind) en 20% TDI
- Scenario 6: blootstelling volwassene, 21,6 g/d (volwassene) en 20% TDI
- KRW-norm: blootstelling volwassene, 115 g/d (volwassene) en 20% TDI

5.5.1 Metalen

In Tabel 16 worden voor de bovenstaande blootstellingsscenario's de concentraties aan metalen in vis weergegeven die aanleiding geven tot een humaan risico.

Focus op kinderen resulteert steeds in strengere normen voor vis, maar deze zijn nog minder streng dan de KRW-norm voor volwassenen waarbij zeer hoge consumptiehoeveelheden gehanteerd worden. Anderzijds is er weinig gekend over het consumptiegedrag m.b.t. paling bij kinderen (§ 5.2.3).

Tabel 16 – Maximale concentraties in vis ($\mu\text{g/g}$ vg) bij verschillende consumptiehoeveelheden, voor kind, volwassene (volw) en bij levenslange uitmiddeling over 70 jaar (LL)

Parameter	S1 LL	S2 kind 1,5 g/d	S3 volw 5 g/d	S4 LL	S5 kind 14,4 g/d	S6 volw 21,6 g/d	KRW volw 115 g/d
arseen	5,42	4	5,6	1,1	0,42	1,3	0,24
cadmium	2,98	2,2	3,08	0,60	0,23	0,7	0,13
chrom (III)	8,15	6	8,4	1,65	0,62	1,9	0,37
koper	435	320	450	90	33	104	19,5
kwik	0,28	0,2	0,28	0,06	0,021	0,065	0,013
lood	9,75	7,20	10	2,0	0,74	2,3	0,44
nikkel	54,25	40	56	11	4,15	13	2,4
zink	1360	1000	1400	280	104	325	61

De concentratie in vis zou vergeleken kunnen worden met een biotanorm, wettelijke limietwaarde of actiegrens (FAVV/EFSA) of risicogrenswaarde (KRW-norm vis; KRW = Kaderrichtlijn Water). In het advies (Geeraerts et al., 2022) werden deze recent nog geactualiseerd. De maximale waarden van contaminanten in paling en vis volgens internationale consumptienormen (EU en V.S.) en milieukwaliteitsnormen (Kaderrichtlijn water) (ICES, 2015, geactualiseerd) zijn terug te vinden in bijlage A. Deze waarden zijn maar voor een beperkt aantal stoffen beschikbaar.

De maximale waarde voor lood en cadmium in vis bedraagt resp. $0,3 \mu\text{g/g}$ vg en $0,05 \mu\text{g/g}$ vg en dit is nog lager dan de KRW-norm. De berekende maximale concentraties in vis bij verschillende consumptiehoeveelheden (Tabel 16) liggen voor alle scenario's hoger.

De maximale waarde voor kwik in vis bedraagt $0,3 \mu\text{g/g}$ vg en voor kwik in paling $0,5 \mu\text{g/g}$ vg. Deze waarde ligt hoger dan de KRW-waarde en de concentraties die berekend worden op basis van de Vlaamse consumptiehoeveelheden (scenario's S4 – S6).

Vervolgens worden de risicogrenswaarden voor de metalen berekend voor de waterbodem en de overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater en dit voor de scenario's 1, 2, 4 en 5 (tabel 17 tot tabel 20).

Tabel 17 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; consumptie van 5 g/d (volwassene) en 1,5 g/d (kind)

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
arseen	2900	0,43	5,66	2000	0,30	5,46
cadmium	10000	0,12	3,01	7250	0,08	3,04
chroom (III)	30000	0,16	8,08	22000	0,11	8,28
koper	55000	1,65	429,81	40000	1,20	436,87
kwik	120	0,001	0,28	90,00	0,001	0,29
lood	3250	0,01	9,92	2250	0,01	9,60
nikkel	6000	1,13	58,60	4000	0,75	54,60
zink	40000	0,55	1420,65	27500	0,38	1365,04

Tabel 18 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 2: kind; consumptie van 1,5 g/d

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
arseen	2000	0,30	3,91	1450	0,22	3,96
cadmium	7250	0,08	2,18	5250	0,06	2,20
chroom (III)	22000	0,11	5,93	15500	0,08	5,84
koper	40000	1,20	312,54	29000	0,87	316,68
kwik	90	0,00	0,21	62	0,00	0,20
lood	2250	0,01	6,87	1680	0,00	7,17
nikkel	4000	0,75	39,07	2900	0,54	39,59
zink	27500	0,38	976,67	20000	0,27	992,73

Tabel 19 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 4: levenslang; consumptie van 21,6 g/d (volwassene) en 14,4 g/d (kind)

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
arseen	550	0,08	1,07	400	0,06	1,08
cadmium	2000	0,02	0,60	1550	0,02	0,64
chroom (III)	6000	0,03	1,61	4500	0,02	1,68
koper	11000	0,33	85,81	8000	0,24	86,41
kwik	25	0,0002	0,06	18	0,0002	0,06
lood	650	0,002	1,98	475	0,001	2,00
nikkel	1100	0,21	10,73	800	0,15	10,80
zink	8000	0,11	283,64	5500	0,08	270,01

Tabel 20 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 5: kind; consumptie van 14,4 g/d

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
arseen	225	0,03	0,44	160	0,02	0,44
cadmium	750	0,01	0,23	550	0,01	0,23
chroom (III)	2250	0,01	0,61	1650	0,01	0,62
koper	4150	0,12	32,43	3000	0,09	32,76
kwik	9	0,00	0,02	6,5	0,00	0,02
lood	250	0,00	0,76	175	0,00	0,75
nikkel	415	0,08	4,05	300	0,06	4,10
zink	2750	0,04	97,67	2000	0,03	99,27

Een gelijkaardige oefening werd ook uitgevoerd zonder toepassing van een allocatiefactor (i.e. 100% TDI). De resultaten voor levenslange blootstelling worden weergegeven in Tabel 21 en voor respectievelijk de Nederlandse en Vlaamse consumptiecijfers. Ook deze liggen ongeveer een factor 5 hoger.

Tabel 21 - Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; NL consumptie van 5 g/d (volwassene) en 1,5 g/d (kind) en 100 % TDI.

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
arseen	13850	2,08	27	10000	1,50	27
cadmium	50000	0,58	15	36250	0,42	15
chroom (III)	150000	0,78	40	110000	0,57	41
koper	275000	8,25	2150	200000	6,00	2184
kwik	600	0,01	1,38	450	3,97E-03	1,45
lood	16250	0,04	49,6	11250	0,03	48
nikkel	30000	5,63	293	20000	3,75	273
zink	200000	2,73	7103	137500	1,88	6825

Tabel 22 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; VL consumptie van 21,6 g/d (volwassene) en 14,4 g/d (kind) en 100 % TDI.

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
arseen	2750	0,41	5,37	2000	0,30	5,46
cadmium	10000	0,12	3	7750	0,09	3,25
chroom (III)	30000	0,16	8	22500	0,12	8,5
koper	55000	1,65	430	40000	1,20	437
kwik	125	1,10E-03	0,3	90	7,94E-04	0,3
lood	3250	0,01	10	2375,0	0,01	10
nikkel	5500	1,03	54	4000	0,75	55
zink	40000	0,55	1421	2,75E+04	0,38	1365

5.5.2 PAK's

Voor PAK's worden in de recente Sedisoil versie geen concentraties in vis meer voorspeld. In de technische handleiding (Deltares, 2010) staat dat de blootstelling voor deze stoffen zodanig laag is dat het gerechtvaardigd is om accumulatie van PAKs in vis in de Nederlandse wateren te verwaarlozen. De BCF wordt op 0 gezet.

De enige PAK waarvoor een maximale waarde voor vis beschikbaar is, is B(a)P en de waarde bedraagt 2 ng/g vg (bijlage A). Het INBO-advies (Geeraerts et al., 2022) geeft echter aan dat B(a)P niet meer standaard in vis gemeten wordt in Vlaanderen.

5.5.3 Andere parameters

In van den Dungen et al. (2016) werd geconcludeerd dat de consumptie van paling (verleden) uit vervuilde rivieren leidde tot hoge lichaamsbelasting met **dioxinen, PCB's en PFAS**:

- 2,5 en zelfs 10 keer verhoogde niveaus van respectievelijk dioxines en polychloorbifenylen (PCB's) in vergelijking met controles. De hoogste PCB-niveaus werden gedetecteerd voor PCB 153, met een mediaan niveau van 896 ng/g lipide en een maximum niveau van 5000 ng/g lipide in de sterk blootgestelde groep.
- 8 keer hogere blootstelling aan gehydroxyleerde PCB-metaboliëten (OH-PCB's: som van 4-OH-CB107, 4-OH-CB146, 4-OH-CB172 en 4-OH-CB187) bij mannen, met een mediaan niveau van **4,5 ng/g vg**,
- hogere blootstelling aan de meeste perfluoralkylstoffen (PFAS's); mediaan niveau van **82 ng/g vg** (max. 260 ng/g vg).

In Bilau et al. (2007) werden voor de uitgevoerde berekeningen de PCB-concentraties afgekapt op het bovenste niveau, op tweemaal de maximale waarde gemeten tijdens monitoring (13 466 ng/g) en aan de onderkant op 5,5 ng/g (de helft van de minimale waarde). Gegevens over de iPCB-besmetting van paling in de Vlaamse wateren waren gebaseerd op het paling polluentenmeetnet in Vlaanderen 1994-2001 (Goemans et al. 2003; Goemans en Belpaire 2004). De concentratie van iPCB werd geanalyseerd in 261 monsters waarbij de

bemonsteringsplaatsen zijn verspreid over Vlaanderen. Dit wil zeggen dat de concentraties variëren tussen **11 ng/g vg en 6732 ng/g vg**.

In Teunen et al. (2021) is er sprake van **PFAS**-concentraties die variëren van 8,56 – 157 ng/g vg (mediaan: 22,4 ng/g vg) in mosselen, 5,22–67,8 ng/g vg (mediaan: **20,8 ng/g vg**) bij baars en 5,73–68,8 ng/g vg (mediaan: **22,1 ng/g vg**) bij paling.

Voor de 7 PCB's in Sedisoil worden de risicogrenswaarden berekend voor de waterbodem en de overeenkomstige concentratie in oppervlaktewater en dit voor de scenario's 1, 2, 4 en 5 (Tabel 23 tot en met Tabel 26). De berekende RGW's voor de waterbodem zijn allen strenger dan de triggerwaarde vermeld in Tabel 9.

Voor de PCB's houdt Sedisoil ook rekening met additiviteit voor het berekenen van het humane risico. Dit kan niet iteratief bepaald worden en werd dus in het kader van deze studie niet mee geëvalueerd. Dit wil zeggen dat er van de berekende risicogrenswaarden voor de PCB's vermeld in deze studie wel een humaan risico kan uitgaan.

Tabel 23 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor PCB's bij scenario 1: levenslang; consumptie van 5 g/d (volwassene) en 1,5 g/d (kind)

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
PCB 28	3,10E-03	6,14E-07	0,027	7,85E-04	1,55E-07	0,027
PCB 52	2,20E-03	1,90E-07	0,027	5,56E-04	4,80E-08	0,027
PCB 101	2,10E-03	7,22E-08	0,027	5,31E-04	1,83E-08	0,027
PCB 118	2,65E-03	6,31E-08	0,027	6,68E-04	1,59E-08	0,027
PCB 138	2,00E-03	2,68E-08	0,027	5,19E-04	6,94E-09	0,027
PCB 153	2,00E-03	2,68E-08	0,027	5,19E-04	6,94E-09	0,027
PCB 180	3,20E-03	1,70E-08	0,027	8,04E-04	4,28E-09	0,027

Tabel 24 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor PCB's bij scenario 2: kind; consumptie van 1,5 g/d

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
PCB 28	2,31E-03	4,57E-07	0,02	5,80E-04	1,15E-07	0,02
PCB 52	1,64E-03	1,42E-07	0,02	4,11E-04	3,55E-08	0,02
PCB 101	1,57E-03	5,40E-08	0,02	3,92E-04	1,35E-08	0,02
PCB 118	1,97E-03	4,70E-08	0,02	4,94E-04	1,17E-08	0,02
PCB 138	1,53E-03	2,05E-08	0,02	3,83E-04	5,13E-09	0,02
PCB 153	1,53E-03	2,05E-08	0,02	3,83E-04	5,13E-09	0,02
PCB 180	2,38E-03	1,27E-08	0,02	5,94E-04	3,16E-09	0,02

Tabel 25 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor PCB's bij scenario 4: levenslang; consumptie van 21,6 g/d (volwassene) en 14,4 g/d (kind)

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
PCB 28	6,20E-04	1,23E-07	0,01	1,57E-04	3,11E-08	0,01
PCB 52	4,40E-04	3,80E-08	0,01	1,11E-04	9,61E-09	0,01
PCB 101	4,20E-04	1,44E-08	0,01	1,06E-04	3,65E-09	0,01
PCB 118	5,30E-04	1,26E-08	0,01	1,34E-04	3,18E-09	0,01
PCB 138	4,00E-04	5,35E-09	0,01	1,04E-04	1,39E-09	0,01
PCB 153	4,00E-04	5,35E-09	0,01	1,04E-04	1,39E-09	0,01
PCB 180	6,40E-04	3,41E-09	0,01	1,61E-04	8,57E-10	0,01

Tabel 26 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor PCB's bij scenario 5: kind; consumptie van 14,4 g/d

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
PCB 28	2,41E-04	4,76E-08	0,002	6,04E-05	1,20E-08	0,002
PCB 52	1,71E-04	1,48E-08	0,002	4,28E-05	3,70E-09	0,002
PCB 101	1,63E-04	5,62E-09	0,002	4,08E-05	1,41E-09	0,002
PCB 118	2,06E-04	4,90E-09	0,002	5,14E-05	1,22E-09	0,002
PCB 138	1,60E-04	2,14E-09	0,002	3,99E-05	5,34E-10	0,002
PCB 153	1,60E-04	2,14E-09	0,002	3,99E-05	5,34E-10	0,002
PCB 180	2,47E-04	1,32E-09	0,002	6,19E-05	3,30E-10	0,002

Een gelijkaardige oefening werd ook uitgevoerd zonder toepassing van een allocatiefactor (i.e. 100% TDI). De resultaten voor levenslange blootstelling worden weergegeven in Tabel 27 en Tabel 28 voor respectievelijk de Nederlandse en Vlaamse consumptiecijfers Tabel 2. Ondanks het feit dat deze ongeveer een factor 5 hoger liggen, zijn deze nog steeds strenger dan de triggerwaarde vermeld in Tabel 9, m.u.v. de RGW waterbodem voor PCB 28, 52, 101, 118 en 180 bij levenslange visconsumptie met de Nederlandse consumptiecijfers.

Tabel 27 - Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; NL consumptie van 5 g/d (volwassene) en 1,5 g/d (kind) en 100 % TDI.

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
PCB 28	1,55E-02	3,07E-06	0,13	3,93E-03	7,77E-07	0,14
PCB 52	1,10E-02	9,51E-07	0,13	2,78E-03	2,40E-07	0,14
PCB 101	1,05E-02	3,61E-07	0,13	2,65E-03	9,13E-08	0,14
PCB 118	1,33E-02	3,15E-07	0,13	3,34E-03	7,95E-08	0,14
PCB 138	1,00E-02	1,34E-07	0,13	2,59E-03	3,47E-08	0,14
PCB 153	1,00E-02	1,34E-07	0,13	2,59E-03	3,47E-08	0,14
PCB 180	1,60E-02	8,52E-08	0,13	4,02E-03	2,14E-08	0,14

Tabel 28 – Risicogrenswaarde waterbodem, concentratie in oppervlaktewater en concentratie in vis en aal voor metalen bij scenario 1: levenslang; VL consumptie van 21,6 g/d (volwassene) en 14,4 g/d (kind) en 100 % TDI.

Parameter	Vis			Aal (vette vis)		
	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)	RGW WB (mg/kg ds)	C OPPW (mg/l)	Cvis (mg/kg vg)
PCB 28	3,10E-03	6,14E-07	0,03	7,85E-04	1,55E-07	0,03
PCB 52	2,20E-03	1,90E-07	0,03	5,56E-04	4,80E-08	0,03
PCB 101	2,10E-03	7,22E-08	0,03	5,31E-04	1,83E-08	0,03
PCB 118	2,65E-03	6,31E-08	0,03	6,68E-04	1,59E-08	0,03
PCB 138	2,00E-03	2,68E-08	0,03	5,19E-04	6,94E-09	0,03
PCB 153	2,00E-03	2,68E-08	0,03	5,19E-04	6,94E-09	0,03
PCB 180	3,20E-03	1,70E-08	0,03	8,04E-04	4,28E-09	0,03

6 PARAMETERS MET TRIGGERWAARDEN VERSUS PARAMETERS IN SEDISOIL

Naast de zware metalen en 10 PAK's zijn er slechts 16 parameters met een triggerwaarde die ook opgenomen zijn in het Sedisoil model. Dit betreft 7 PCB's (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180), tributyltin (bis(tri-n-butyltin)oxide), trifenyltin, 1,2,3,4-tetrachloorbenzeen, 1,2,3,5-tetrachloorbenzeen, 1,2,4,5-tetrachloorbenzeen, 1,4 dichloorbenzeen, hexachloorbenzeen, toluen en dieldrin.

Daarnaast zijn er 34 stoffen waarvoor er wel een triggerwaarde werd afgeleid, maar die niet in Sedisoil zijn opgenomen. Het betreft: 6 PAK's (acenaften, acenaftyleen, benzo(b)fluorantheen, benzo(e)pyreen, dibenzo(a,h)anthraceen en pyreen), 3 PCB's (PCB 31, 49 en 170), alle 10 BDE's, monobutyltin, dibutyltin, difenyltin, 2,4-DDD, 4,4-DDD, 4,4-DDE en 4,4-DDT, apolaire koolwaterstoffen, peryleen, transchloordaan, cyaniden totaal en vrijstelbaar, EOX, EAS TCE en Tetrabromobisphenol A.

Slechts 8 van deze stoffen zijn opgenomen in S-Risk, nl. de 6 overige PAK's en de 2 cyaniden. Voor deze genormeerde stoffen kan de Kow en TDI nodig voor de berekeningen in Sedisoil gevonden worden in de stoffenfiches horende bij S-Risk.

Voor de overige stoffen dient door de eBSD een literatuurstudie uitgevoerd te worden om de nodige informatie te verzamelen.

Sedisoil bevat ook nog een hele reeks aan andere parameters. Deze werden in het kader van deze studie niet geëvalueerd.

7 VERGELIJKING RGW MET MEETWAARDEN

De berekende risicogrenswaarden in de waterbodem en de bijhorende risicogrenswaarden in het oppervlaktewater worden vergeleken met effectieve metingen in waterlopen van Vlaanderen.

De meetgegevens voor de **waterbodem** zijn te vinden in de waterbodemverkenner.

Voor zwemmen in combinatie met oeverrecreatie werd nagegaan hoe vaak de RGW waterbodem (gebaseerd op 20% TDI en op 100% TDI) overschreden werd per parameter, uitgedrukt in % en dit voor de drie scenario's:

- S 1: levenslange blootstelling, 25 dagen per jaar zwemmen (LL, 25 d);
- S 2: blootstelling kind, 25 dagen per jaar zwemmen (kind, 25d);
- S 3: blootstelling kind, 10 dagen per jaar zwemmen (kind, 10 d).

Ook voor het sportvissen werd nagegaan hoe vaak de RGW waterbodem (gebaseerd op 20% TDI en op 100% TDI) overschreden werd per parameter, uitgedrukt in % en dit voor volgende vier scenario's en dit zowel het Nederlands model (Nederlandse consumptiehoeveelheden) als voor het Vlaamse model (Vlaamse consumptiehoeveelheden):

- S1: levenslange blootstelling bij consumptie algemene vissoorten (LL, vis);
- S2: levenslange blootstelling bij consumptie aal (LL, aal);
- S3: blootstelling kind bij consumptie algemene vissoorten (kind, vis);
- S4: blootstelling kind bij consumptie aal (kind, aal).

De metingen voor **oppervlaktewater** werden bekomen via de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). De VMM houdt toezicht op de waterkwaliteit in Vlaanderen via een routine meetnet. In het kader van dit onderzoek werd toegang verkregen tot een dataset bestemd voor data analyse. Enkel de jaargemiddeldes per meetpunt (niet de maximale concentratie) werden gebruikt. Het aantal meetpunten voor oppervlaktewater is wel lager dan het aantal meetpunten beschikbaar voor waterbodem.

Op basis van de meetwaarden voor oppervlaktewater werd eveneens nagegaan hoe vaak de RGW oppervlaktewater (gebaseerd op 20% TDI en op 100% TDI) overschreden werd per parameter, uitgedrukt in % en dit voor zwemmen in combinatie met oeverrecreatie (drie scenario's) en sportvisserij (4 scenario's). Bij overschrijdingen voor zwemmen met oeverrecreatie, werd er eveneens nagegaan of dit ook geldt bij een RWG oppervlaktewater waarbij blootstelling door oeverrecreatie niet in rekening gebracht wordt

Per stofgroep (metalen, PAKs, PCBs en anderen) worden de overschrijdingspercentages voor de verschillende scenario's in tabelvorm getoond. Enkel de stoffen met een overschrijdingspercentage groter dan 1% worden in de tekst zelf besproken.

De overschrijdingspercentages in tabellen 13 tot 19 geven enkel aan hoe vaak metingen de getoetste RGW overschreden, maar niet in welke mate de RGW overschreden wordt.

Metingen voor **waterorganismen** zijn ook terug te vinden via de VMM-website⁴. In Teunen et al. (2020) werd de bioaccumulatie in de periode 2015-2018 gemonitord aan de hand van veldstudies (44 meetplaatsen). Hexachlorobenzeen (HCBz), hexachlorobutadieen (HCBd), kwik (Hg), gebromineerde difenylethers (PBDE), hexabromo-cyclododecaan (HBCD), perfluoro-octaansulfonaat (PFOS), dicofol, heptachloor en heptachloorepoxide, en dioxines en dioxine-achtige componenten werden gemeten in spierweefsel van Europese baars en paling en vergeleken met biotannormen. Daarnaast werden eveneens PCB's gemeten. Fluorantheen en benzo(a)pyreen werden in zoetwatermosselen gemeten. In bijlage 4 van het document zijn de meetwaarden terug te vinden.

Enkel voor Hg, benzo(a)pyreen, dioxines en PCB's bestaan er **consumptienormen voor mensen**. Bij het afleiden van deze waarden werd rekening gehouden met verschillende vetgehaltes wat resulteert in verschillende normen voor baars en paling, waarbij voor:

- **kwik** voor geen van beide vissoorten de norm werd overschreden.
- **benzo(a)pyreen** de norm in mosselen werd overschreden op 5 locaties (11%). Het betrof het Kanaal Gent-Terneuzen, het Zeekanaal Brussel-Schelde, de Zenne, de Zuid-Willemsvaart en het Albertkanaal.
- **dioxines** de norm in baars op geen enkele locatie werd overschreden, maar de norm voor paling in 37,5 % van de locaties (waar concentraties in paling werden gemeten).
- **PCB's** de norm in baars werd overschreden op 6% van de locaties en in paling op 51% van de locaties.

Over het algemeen lijken voornamelijk de concentraties van dioxines en PCB's in palingen een potentieel gezondheidsrisico te veroorzaken. In een eerdere studie op de aanwezigheid van deze polluenten in paling werd reeds de consumptie van gevangen paling uit de Vlaamse waterlopen streng afgeraden, door de hoge geaccumuleerde concentraties (Maes et al., 2008).

7.1 Metalen

In de groep van de metalen (Tabel 29) worden enkel voor scenario 2 (kind, 25 dagen) overschrijdingen bij meer dan 1% van de metingen in de **waterbodem** vastgesteld voor arseen, chroom, kwik en lood bij zwemmen (incl. oeverrecreatie) en 20% TDI, resp. 1,4 %, 2,3%, 1,2 % en 4,8%. Aanpassing naar 10 dagen resulteert in een daling van het aantal analyses boven de RGW waterbodem, nl. van 127 naar 22 voor arseen, van 198 naar 32 voor chroom, van 108 naar 39 voor kwik en van 417 naar 85. Bij een RGW gebaseerd op 100% TDI liggen de overschrijdingspercentages en dus ook de aantallen nog lager.

Voor de sportvisserij liggen alle RGW waterbodem onder de 1%, behalve voor lood. Voor lood wordt de RGW vis en RGW aal voor kinderen (S3 en S4) rekening houdend met de Vlaamse consumptiehoeveelheden en 20% TDI overschreden, resp. 1,9 % (vis; 167 analyses) en 4% (aal; 355 analyses).

In het **oppervlaktewater** zijn er overschrijdingen bij meer dan 1% van de metingen vastgesteld bij zwemmen (incl. oeverrecreatie) voor chroom (31% voor S2, 1% voor S3) en lood (32% voor S2, 8% voor S3). Voor scenario 2 (kind, 25 dagen) worden de meeste overschrijdingen vastgesteld. Bij een RGW gebaseerd op 100%

⁴ [Gevaarlijke stoffen in waterorganismen — Vlaamse Milieumaatschappij \(vmm.be\)](https://www.vmm.be/nl/gevaarlijke-stoffen-in-waterorganismen)

TDI liggen alle overschrijdingspercentages onder de 1%. Geen enkele meting overschrijdt de RGW zwemmen zonder oeverrecreatie (Tabel 30).

Voor **vis** is er enkel een overschrijding in oppervlaktewater (>1% van de metingen voor het Vlaamse model en 20% TDI) voor zink (voor de 4 scenario's met 5% in S4) en voor lood in scenario S3 (12%) en S4 (17%). Voor de RGW o.b.v. 100% TDI ligt het overschrijdingspercentage steeds onder de 1%.

Er kon geen RGW waterbodem voor vissen afgeleid worden voor kobalt, tin, selenium en vanadium. Vanadium wordt bovendien ook niet gemeten in waterbodems.

Tabel 29 - Het percentage aan metingen van metalen, in de waterbodem en in oppervlaktewater, dat de risicogrenswaarde (RGW) overschrijdt.

Parameter	Blootstel- lingsroute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%				Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%				Aantal metingen
			LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Arseen	Zwemmen										
	Met oever- recreatie	RGW WB	0,03	1,4	0,2			0,1	0,01		9380
		RGW OppW		0,4							1013
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
		Vlaams model	0,1	0,1	0,2	0,4			0,01	0,02	9380
		RGW OppW									1013
		Nederlands model									9380
Cadmium	Zwemmen										
	Met oever- recreatie	RGW WB		0,02							9587
		RGW OppW		0,6							509
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
		Vlaams model									9587
		RGW OppW									509
		Nederlands model									9587
Chroom	Zwemmen										
	Met oever- recreatie	RGW WB	0,1	2,3	0,4			0,1	0,01		8766
		RGW OppW	0,1	30,7	1,0			0,1			1007
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
		Vlaams model									8766
		RGW OppW									1007
		Nederlands model									8766
Koper	Zwemmen										
	Met oever- recreatie	RGW WB									8825
		RGW OppW									1008
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
		Vlaams model									8825
		RGW OppW									1008
		Nederlands model									8825

Parameter	Blootstel- lingsroute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%				Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%				Aantal metingen
Kobalt	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Co	Met oever- recreatie	RGW WB									27
		RGW OppW		0,3							1007
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB									
		RGW OppW									
	Nederlands model	RGW WB									
		RGW OppW									
Kwik	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Hg	Met oever- recreatie	RGW WB	0,3	1,2	0,4		0,1	0,3	0,2		9156
		RGW OppW		0,3	0,3						373
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	0,3	0,3	0,5	0,7	0,1	0,1	0,2	0,3	9156
		RGW OppW		0,3	0,3	0,3					373
	Nederlands model	RGW WB	0,1	0,1	0,1	0,2	0,03	0,1	0,1	0,1	9156
		RGW OppW									373
Lood	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Pb	Met oever- recreatie	RGW WB	0,1	4,8	1,0			0,3	0,03		8775
		RGW OppW	0,2	32,0	8,2			0,2			1098
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	0,4	0,6	1,9	4,0	0,02	0,03	0,09	0,2	8775
		RGW OppW	0,3	0,7	12,2	16,8				0,2	1098
	Nederlands model	RGW WB	0,02	0,03	0,03	0,03					8775
		RGW OppW									1098
Nikkel	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Ni	Met oever- recreatie	RGW WB									9688
		RGW OppW									1138
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB			0,01	0,03					9688
		RGW OppW									1138
	Nederlands model	RGW WB									9688
		RGW OppW									1138
Zink	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Zn	Met oever- recreatie	RGW WB									8403
		RGW OppW		0,5							1007
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	0,05	0,1	0,4	0,8				0,04	8403
		RGW OppW	1,2	3,0	3,5	5,0		0,5	1,0	1,0	1007
	Nederlands model	RGW WB									8403
		RGW OppW		0,5	0,5	0,6					1007
Selenium	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Se	Met oever- recreatie	RGW WB									1737
		RGW OppW									701
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB									
		RGW OppW									
	Nederlands model	RGW WB									
		RGW OppW									
Tin	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Sn	Met oever- recreatie	RGW WB									2377
		RGW OppW									228
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB									
		RGW OppW									
	Nederlands model	RGW WB									
		RGW OppW									
Vanadium	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
V	Met oever- recreatie	RGW WB									0
		RGW OppW									1013
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB									
		RGW OppW									
	Nederlands model	RGW WB									
		RGW OppW									

Tabel 30 - Het percentage aan metingen van metalen in oppervlaktewater dat de RGW zwemmen zonder oeverrecreatie overschrijdt.

Parameter	Blootstel- lingsroute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%			Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%			Aantal metingen
Arseen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
As	Zonder oever-	RGW OppW							1013
Cadmium	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Cd	Zonder	RGW OppW							509
Chroom	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Cr	Zonder	RGW OppW							1007
Koper	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Cu		RGW OppW							1008
Kobalt	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Co		RGW OppW							1007
Kwik	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Hg		RGW OppW							373
Lood	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Pb		RGW OppW							1098
Nikkel	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Ni		RGW OppW							1138
Zink	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Zn		RGW OppW							1007
Selenium	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Se		RGW OppW							701
Tin	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Sn		RGW OppW							228
Vanadium	Recreatie		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
V		RGW OppW							1013

7.2 PAKs

Daar accumulatie van PAKs in vis te verwaarlozen is (zie § 5.5.2) werden geen RGW's afgeleid voor visconsumptie.

Uit Tabel 31 kan afgeleid worden dat voor zwemmen (incl. oeverrecreatie) en '20% TDI' bij meer dan 1% van de metingen in de **waterbodem** overschrijdingen worden vastgesteld voor B(a)A (S2: 2%), B(a)P (S1: 3%, S2: 13%, S3: 4%) en fluorantheen (S1: 1%; S2: 4%; S3: 1%). Bij een RGW gebaseerd op 100% TDI ligt enkel voor B(a)P het overschrijdingspercentage voor scenario 2 boven de 1%.

Ook in het **oppervlaktewater** worden overschrijdingen bij meer dan 1% van de metingen vastgesteld voor B(a)P (S1: 9%, S2: 44% en S3: 18%). De RGW op basis van 100% TDI wordt enkel overschreden in scenario 2 voor B(a)P (3%). Bij zwemmen zonder oeverrecreatie liggen de overschrijdingspercentages voor B(a)P lager (S1: 4%, S2: 28% en S3: 4%) en wordt de RGW op basis van 100% TDI niet overschreden.

De oppervlaktewaterdata van benzo(k)fluorantheen en benzo(g,h,i,)peryleen bevatten enkel de maximaal gemeten concentratie per meetpunt per jaar en zijn niet in Tabel 32 opgenomen.

Tabel 31 - Het percentage aan metingen van PAKs, in de waterbodem en in oppervlaktewater, dat de risicogrenswaarde (RGW) overschrijdt.

Parameter	Blootstel- lingsroute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%			Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%			Aantal metingen
antracene	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Ant	Met oever- recreatie	RGW WB							9251
		RGW OppW							170
benzo(a)antracene	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
B(a)A	Met oever- recreatie	RGW WB	0,8	2,3	0,9	0,2	0,5	0,3	9339
		RGW OppW		0,7					142
benzo(a)pyreen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
B(a)P	Met oever- recreatie	RGW WB	2,7	12,8	3,6	0,3	1,5	0,6	9270
		RGW OppW	9,5	43,8	18,3		3,0		169
benzo(g,h,i)peryleen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
B(ghi)Pe	Met oever- recreatie	RGW WB							9460
		RGW OppW							0
benzo(k)fluorantheen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
B(k)Flu	Met oever- recreatie	RGW WB	0,2	0,7	0,5	0,1	0,1	0,1	9497
		RGW OppW							0
chryseen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Chr	Met oever- recreatie	RGW WB	0,06	0,50	0,1		0,1	0,01	9507
		RGW OppW							142
fenanthreen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Fen	Met oever- recreatie	RGW WB	0,4	1,0	0,4	0,2	0,3	0,2	9443
		RGW OppW							141
fluorantheen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Flu	Met oever- recreatie	RGW WB	1,4	3,9	1,4	0,3	0,8	0,3	9414
		RGW OppW	0	0,6	0				171
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
IP	Met oever- recreatie	RGW WB	0,1	0,5	0,2	0,01	0,1	0,02	9517
		RGW OppW							0
naftaleen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Naft	Met oever- recreatie	RGW WB	0,4	0,8	0,4	0,1	0,4	0,1	9111
		RGW OppW							167

Tabel 32 - Het percentage aan metingen van PAKs in oppervlaktewater dat de RGW zwemmen zonder oeverrecreatie overschrijdt.

Parameter	Blootstellingsroute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%			Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%			Aantal metingen
Antraceen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Ant	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW							170
benzo(a)antra	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
B(a)A									142
benzo(a)pyre	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
B(a)P			3,6	28,4	4,1				169
benzo(g,h,i)p	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
B(g,h,i,)Pe									0
benzo(k)fluor	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
B(k)Flu									0
chryseen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
chryseen									142
fenanthreen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Fen									141
fluorantheen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Flu				0,6					171
indeno(1,2,3-	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
IP									0
naftaleen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d	
Naft									167

7.3 PCB

In de groep van de PCBs (Tabel 33) worden geen overschrijdingen van meer dan 1% vastgesteld voor de **waterbodem** bij zwemmen (incl. oeverrecreatie), maar worden wel hoge overschrijdingspercentages vastgesteld voor de sportvisserij en dit voor alle scenario's bij 20% TDI. Het overschrijdingspercentage op basis van de Vlaamse consumptiecijfers is steeds hoger in vergelijking met de Nederlandse consumptiecijfers, maar voor de scenario's met aal (S2 en S4) is het verschil wel kleiner.

Scenario	20% TDI		100% TDI	
	Nederlands model	Vlaams model	Nederlands model	Vlaams model
S1 (LL, vis)	4 – 46 %	68 – 89 %	1 – 17 %	4 – 46 %
S2 (LL, aal)	67 – 88 %	78 – 92 %	3 – 43 %	67 – 88 %
S3 (kind, vis)	6 – 74%	77 – 92%	1 – 22 %	55 – 85 %
S4 (kind, aal)	69 – 90 %	86 – 99 %	5 – 72 %	76 – 92 %

Er zijn geen metingen van PCBs uitgevoerd in **oppervlaktewater**.

Tabel 33 - Het percentage aan metingen van PCBs, in de waterbodem, dat de risicogrenswaarde (RGW) overschrijdt.

Parameter	Blootstellingsroute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%				Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%				Aantal metingen
2,4,4'-trichloorbifenyyl PCB 28	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oeverrecreatie	RGW WB	0,04	0,1	0,05		0,03	0,03	0,03		7878
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	68,4	78,0	77,2	86,2	4,0	67,0	54,7	76,5	7878
2,2',5,5'-tetrachloorbifenyyl PCB 52	Nederlands model	RGW WB	4,0	67,0	6,2	68,6	0,9	3,3	1,4	4,7	7878
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oeverrecreatie	RGW WB	0,01	0,1	0,01						7953
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
2,2',4,5,5'-pentachloorbifenyyl PCB 101	Vlaams model	RGW WB	76,6	81,2	81,2	98,8	18,0	76,3	71,7	80,3	7953
	Nederlands model	RGW WB	18,0	76,3	55,9	76,6	4,6	15,6	5,9	19,2	7953
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oeverrecreatie	RGW WB	0,1	0,2	0,1			0,08	0,02		8329
2,3',4,4',5'-pentachloorbifenyyl PCB 118	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	83,9	89,8	89,7	99,0	33,0	82,6	78,4	87,3	8329
	Nederlands model	RGW WB	33,0	82,6	64,5	85,6	10,0	30,6	13,7	62,4	8329
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
2,3',4,4',5'-hexachloorbifenyyl PCB 138	Met oeverrecreatie	RGW WB		0,04							7996
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	80,6	88,3	86,7	91,9	22,5	80,1	63,1	86,6	7996
	Nederlands model	RGW WB	22,5	80,1	58,8	81,5	3,9	18,0	5,8	23,7	7996
2,2',3,4,4',5'-hexachloorbifenyyl PCB 153	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oeverrecreatie	RGW WB	0,07	0,1	0,07			0,07	0,05		8054
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	88,0	91,4	91,3	99,0	43,0	87,4	83,7	91,2	8054
2,2',4,4',5'-hexachloorbifenyyl PCB 180	Nederlands model	RGW WB	43,0	87,4	72,1	89,0	14,3	39,7	19,4	69,6	8054
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oeverrecreatie	RGW WB	0,1	0,2	0,1			0,1	0,07		8098
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
2,2',3,4,4',5,5'-heptachloorbifenyyl PCB 180	Vlaams model	RGW WB	89,3	91,9	91,9	99,1	46,1	88,4	84,6	91,9	8098
	Nederlands model	RGW WB	46,1	88,4	73,9	90,2	17,4	42,9	22,3	72,0	8098
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oeverrecreatie	RGW WB	0,1	0,2	0,10			0,02	0,1	0,06	8210
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	83,4	90,7	89,5	93,3	30,2	81,0	71,8	88,2	8210
	Nederlands model	RGW WB	30,2	81,0	36,4	83,9	6,5	26,4	10,5	33,0	8210

7.4 Overige stoffen

In de groep van de resterende stoffen (Tabel 34) wordt bij meer dan 1% van de metingen in de **waterbodem** een overschrijding vastgesteld voor tributyltin (S1 en S3: 1%, S2: 3%) bij zwemmen (incl. oeverrecreatie).

Voor tributyltin worden voor de 4 scenario's voor sportvissen en 20% TDI overschrijdingen (>1%) vastgesteld voor de RGW waterbodem. In het Nederlandse model variëren deze tussen 16% en 37%) en in het Vlaams model liggen de overschrijdingspercentages voor de vier scenario's tussen 37% en 100%. Ook bij een RGW op basis van 100% TDI liggen de overschrijdingspercentages boven de 1% (16 - 50 % in VL en 3 - 18% in NL). Verder worden met het Vlaams model overschrijdingen (>1%) vastgesteld voor hexachloorbenzeen (S2: 5%; S3: 3% en S4: 15%) en dieldrin (S2: 46%, S3: 2% S4: 57%), waarbij ook voor een RGW op basis van 100% TDI voor overschrijdingspercentages >1% worden vastgesteld.

In het **oppervlaktewater** zijn er geen overschrijdingen bij meer dan 1% van de metingen gevonden, bij zwemmen (inclusief oeverrecreatie). Een aantal stoffen (1,4-dichloorbenzeen, 1,2,3,4-tetrachloorbenzeen, 1,2,3,5-tetrachloorbenzeen, dieldrin en trifenylytin) werden niet in oppervlaktewater gemeten (Tabel 35).

Voor sportvisserij werden in het oppervlaktewater overschrijdingen (>1%) vastgesteld voor hexachloorbenzeen (S2 en 3: 3%, S4: 24%, Vlaamse model), enkel voor een RGW op basis van 20% TDI.

Tabel 34 – Het percentage aan metingen van overige stoffen, in de waterbodem en in oppervlaktewater, dat de risicogrenswaarde (RGW) overschrijdt.

Parameter	Blootstel- lingsoute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%				Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%				Aantal metingen
			LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
1,4-dichloorbenzeen 14CBz	Zwemmen										
	Met oever- recreatie	RGW WB									1456
		RGW OppW									0
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB									1456
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen 1234CBz		RGW OppW									0
	Nederland s model	RGW WB									1456
		RGW OppW									0
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oever- recreatie	RGW WB									1024
		RGW OppW									0
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB		0,3	0,2	0,9					1024
		RGW OppW									0
	Nederland s model	RGW WB									1024
		RGW OppW									0
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oever- recreatie	RGW WB									972
		RGW OppW									0
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB		0,3		0,3					972
		RGW OppW									0
	Nederland s model	RGW WB									972
		RGW OppW									0
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen 1235CBz	Met oever- recreatie	RGW WB									972
		RGW OppW									0
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB		0,3		0,3					972
		RGW OppW									0
	Nederland s model	RGW WB									972
		RGW OppW									0
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oever- recreatie	RGW WB									999
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen 1245CBz		RGW OppW									17
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB		0,1	0,1	0,7				0,1	999
		RGW OppW									17
	Nederland s model	RGW WB									999
		RGW OppW									17
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oever- recreatie	RGW WB									4012
		RGW OppW									33
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
hexachloorbenzeen HCBz	Vlaams model	RGW WB	0,4	4,9	2,6	15,3		0,3	0,05	2,5	4012
		RGW OppW		3,0	3,0	24,2					33
	Nederland s model	RGW WB		0,3		0,4					4012
		RGW OppW									33

Parameter	Blootstel- lingsoute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%				Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%				Aantal metingen
			LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
tolueen Tolueen	Zwemmen	RGW WB	0,1	0,3	0,1			0,03			3572
	Met oever- recreatie	RGW OppW									113
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	0,03	0,3	0,1	0,7		0,03		0,1	3572
	Nederland s model	RGW WB		0,03		0,03					3572
		RGW OppW									113
dieldrin Dieldrin	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oever- recreatie	RGW WB	0,01	0,01	0,01			0,01			8566
		RGW OppW									0
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB	0,7	46,2	2,5	56,7	0,05	0,5	0,06	2,1	8566
		RGW OppW									0
bis(tri-n-butyltin)oxide TBySn	Nederland s model	RGW WB	0,05	0,5	0,06	0,9	0,02	0,05	0,02	0,06	8566
		RGW OppW									0
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oever- recreatie	RGW WB	1,1	3,3	1,2		0,1	0,5	0,1		2271
		RGW OppW									84
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
trifenylytin TFySn	Vlaams model	RGW WB	36,5	67,9	61,2	100	16,3	34,1	29,2	50,2	2271
		RGW OppW									84
	Nederland s model	RGW WB	16,3	34,1	21,8	37,3	2,7	14	4	17,7	2271
		RGW OppW									84
	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Met oever- recreatie	RGW WB									1434
		RGW OppW									0
	Sportvissen		LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	LL vis	LL Aal	Kind vis	Kind Aal	
	Vlaams model	RGW WB									1434
		RGW OppW									0
	Nederland s model	RGW WB									1434
		RGW OppW									0

Tabel 35 - Het percentage aan metingen van overige stoffen in oppervlaktewater dat de RGW zwemmen zonder oeverrecreatie overschrijdt.

Parameter	Blootstel- lingsoute	Risicowaarde	Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 20%				Overschrijdingspercentage bij een risicowaarde op basis van TDI 100%				Aantal metingen
			LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
1,4-dichloorb	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
14CBz	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									0
1,2,3,4-tetrac	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
1234CBz	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									0
1,2,3,5-tetrac	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
1235CBz	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									0
1,2,4,5-tetrac	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
1245CBz	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									17
hexachloorbe	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
HCBz	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									33
tolueen	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									113
dieldrin	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
Dieldrin	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									0
bis(tri-n-butyl	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
TBySn	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									84
trifenylytin	Zwemmen		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		LL, 25d	Kind, 25 d	Kind, 10 d		
TFySn	Zonder oeverrecreatie	RGW OppW									0

7.5 Conclusie

→ Oeverrecreatie en zwemmen

In de **waterbodem** worden voor het scenario blootstelling van kinderen 20% TDI en een frequentie van 25 dagen per jaar de meeste overschrijdingen vastgesteld voor lood (4,8 %), benzo(a)pyreen (13%) en tributyltin (3,3%). Wanneer de blootstellingsfrequentie wordt verlaagd naar 10 dagen per jaar, dan neemt dit af naar minder dan 1% voor lood, 3,6% voor benzo(a)pyreen en naar 1,2% voor tributyltin. Of anders gezegd, het aantal analyses waarvoor een risico geldt voor de waterbodem als gevolg van zwemmen in combinatie met oeverrecreatie daalt van 417 naar 85 voor lood, van 1189 naar 334 voor B(a)P en van 75 naar 27 voor tributyltin. Bij 100% TDI wordt nooit een overschrijdingspercentage boven 1% waargenomen. Het aantal analyses waarvoor een risico voor kinderen geldt voor de waterbodem als gevolg van zwemmen in combinatie met oeverrecreatie daalt dan verder naar 23 (25d) en 3 (10d) voor lood, 143 en 57 voor B(a)P en 12 en 3 voor tributyltin.

Parameter		20% TDI		100% TDI	
RGW WB	# metingen	kind, 25 d	kind, 10 d	kind, 25 d	kind, 10 d
Lood	8775	417	85	23	3
Arseen	9380	127	22	8	1
Cadmium	9587	2	0	0	0
Chroom	8766	198	32	7	1
Kwik	9156	108	39	24	19
B(a)P	9270	1189	337	143	57
B(a)A	9339	211	83	43	29
B(k)Flu	9497	64	46	14	7
Chr	9507	48	11	11	1
Fen	9443	91	38	30	19
Flu	9414	365	135	74	31
IP	9517	43	19	10	2
Naft	9111	70	36	32	12
Tributyltin	2271	77	27	12	3

In **oppervlaktewater** vertonen chroom (31 %), lood (32 %) en benzo(a)pyreen (44 %) de grootste overschrijdingspercentages van alle gemeten parameters voor de overeenkomstige RGW's in oppervlaktewater. Wanneer de blootstellingsfrequentie naar 10 dagen per jaar wordt verlaagd, nemen de % af naar ongeveer 1 % voor chroom, 8 % voor lood en 18% voor benzo(a)pyreen. Of anders gezegd, het aantal analyses waarvoor een humaan risico geldt voor de concentratie in oppervlaktewater als gevolg van zwemmen in combinatie met oeverrecreatie daalt van 309 naar 10 voor chroom, van 351 naar 90 voor lood en van 74 naar 31 voor benzo(a)pyreen. Bij toepassing van 100% TDI daalt het aantal analyses met een humaan risico voor kinderen sterk.

Parameter		20% TDI		100% TDI	
RGW OPPW	# metingen	kind, 25 d	kind, 10 d	kind, 25 d	kind, 10 d
Chroom	1007	309	10	1	0
Lood	1098	351	90	2	0
B(a)P	169	74	31	5	3

Bij **zwemmen (zonder oeverrecreatie)** en blootstelling van kinderen voor 25 dagen wordt de RGW oppervlaktewater enkel overschreden voor benzo(a)pyreen (28%) en bij reductie naar 10 dagen in 4% van de metingen. Of anders gezegd, het aantal analyses waarvoor een risico geldt voor de concentratie in oppervlaktewater als gevolg van zwemmen zonder oeverrecreatie daalt van 48 naar 7 voor benzo(a)pyreen.

Bovenstaande analyse geeft aan dat de keuze van de gewenste leeftijdsgroep in combinatie met de blootstellingsfrequentie een impact heeft op het aantal overschrijdingen of analyses waar er een humaan risico aanwezig is bij zwemmen in combinatie met oeverrecreatie.

→ Sportvissen

Bij **sportvissen** worden de meeste overschrijdingen voor PCBs in de **waterbodem** teruggevonden voor kinderen. Daarnaast geeft ook tributyltin een relatief hoog overschrijdingspercentage bij 20% TDI voor kinderen die vis consumeren (22% of 496 analyses en 61% of 1390 analyses, in resp. het Nederlandse en Vlaamse model). Dieldrin en hexachloorbenzeen geven in het Vlaamse model een overschrijdingspercentage van resp. 2,5% (212 analyses) en 2,6% (106 analyses), bij 20% TDI voor kinderen die vis consumeren. Voor lood bedraagt dit 0,03% en 1,09% (3 – 96 analyses).

Voor aal (vette vis) liggen de % hoger, maar zoals eerder aangegeven is er weinig gekend over het consumptiegedrag m.b.t. paling (aal) bij kinderen (jonger dan 6 jaar). Zelfs de RGW waterbodem voor levenslange blootstelling en de Nederlandse consumptiehoeveelheden worden voor PCB's en tributyltin vaak overschreden.

Het overschrijdingspercentage voor de overeenkomstige RGW oppervlaktewater voor zink lag voor alle scenario's boven 1% (max. 5%), terwijl deze voor lood enkel voor kinderen (vis en aal) werd overschreden (resp. 12 en 17 %).

8 CONCLUSIE UITGANGSPUNTEN

Op basis van bovenstaande informatie werd in overleg met de OVAM en derden (stuurgroep 16/05/2024) de aanpak voor Vlaanderen vastgelegd.

8.1 Blootstellingsfrequentie zwemmen

Voor de blootstellingsfrequentie wordt geopteerd voor het realistische scenario van **10 gebeurtenissen op jaarbasis**, omdat ervan uitgegaan wordt dat het geen officiële zwemlocatie betreft.

Indien het om een officiële zwemlocatie gaat of als er intenties zijn om deze locatie in te richten als een zwemlocatie of als er indicaties zijn dat er veelvuldig wordt gezwommen (meer dan 10x op jaarbasis), dan dient zeker ook het worst-case scenario van 25 dagen te worden toegepast.

8.2 Allocatiefactor

Wanneer het gaat over locaties waar **zwemmen/watersporten** niet is toegestaan, maar uit het feitelijk gebruik blijkt dat dit wel van toepassing is, wordt de toetsing aan **20% TDI** gehanteerd en wordt op basis daarvan geadviseerd om het zwemmen/watersporten af te raden.

Wanneer het gaat over locaties waar **sportvissen** niet is toegestaan, maar uit het feitelijk gebruik blijkt dat dit wel van toepassing is, dan wordt de toetsing aan **20% TDI** gehanteerd om het sportvissen af te raden.

Of er gesaneerd dient te worden omwille van een humaan risico, is een beleidskeuze. Hiervoor zou de toetsing aan **100% TDI** als extra criterium voor sanering gehanteerd kunnen worden.

8.3 Leeftijdsgroep

De risicogrenswaarden voor kinderen (< 6 jaar) zijn strenger dan deze gebaseerd op levenslange uitmiddeling. In Vlaanderen wordt voor landbodems in de meeste gevallen rekening gehouden met de kinderen (meest gevoelige groep). Daar de kans klein is dat kinderen onder de 6 jaar gaan zwemmen in een rivier/beek waar zwemmen in principe niet is toegestaan, wordt voorgesteld om standaard rekening te houden met **levenslange uitmiddeling**. Enkel indien geweten is dat er ook jonge kinderen (< 6 jaar) zwemmen, kan dit als argument aangebracht worden om de risicogrenswaarde voor kinderen te hanteren.

Daar er zeer weinig gekend is over het consumptiegedrag van jonge kinderen wat betreft de consumptiehoeveelheden van zelfgevangen vis en paling, wordt voorgesteld om voor visconsumptie ook de **levenslange uitmiddeling** te hanteren.

8.4 Consumptiehoeveelheid vis

De kans bestaat dat er een verschil is in de hoeveelheden paling die in Vlaanderen geconsumeerd worden in vergelijking met Nederland omwille van andere maatregelen rond het meeneemverbod van paling.

Op basis van de Vlaamse consumptiecijfers in combinatie met levenslange blootstelling wordt voor de metalen enkel voor zink in vis op 1,2% van de analyses (12 van de 1007) en voor paling op 3% van de analyses (i.e. 30 van de 1007) een probleem in oppervlaktewater vastgesteld. Er wordt wel opgemerkt dat dit de concentratie in oppervlaktewater is die berekend werd vanuit de waterbodemonverontreiniging en dat dit in realiteit anders kan zijn.

De RGW waterbodem voor de PCB's zijn voor alle scenario's strenger dan de triggerwaarden wanneer er rekening wordt gehouden met 20% TDI en de meetwaarden overschrijden vaak de RGW waterbodem voor zowel vis als paling. Op basis van de Nederlandse consumptiecijfers is vooral het overschrijdingspercentage in vis lager. De berekende maximale concentratie in vis/paling voor de consumptiehoeveelheden van Nederland bedraagt immers 27 ng/g vg terwijl dit op basis van de Vlaamse consumptiehoeveelheden slechts 0,01 ng/g vg mag bedragen.

In Teunen et al. (2021) werd aangehaald dat in de periode 2015 – 2018 de consumptienorm voor de som van 6 PCB's in baars van 125 ng/g vg niet zo vaak overschreden (slechts op 6% van de locaties) werd, maar wel de consumptienorm voor PCB's in paling van 300 ng/g vg (op 51% van de locaties). In die studie werd reeds geconcludeerd dat **voornamelijk de concentraties van dioxines en PCB's in palingen een potentieel gezondheidsrisico blijken te veroorzaken**. In een studie op de aanwezigheid van deze polluenten in paling werd reeds de consumptie van gevangen paling uit de Vlaamse waterlopen streng afgeraden, door de hoge geaccumuleerde concentraties (Maes et al., 2008).

Daar er weinig gekend is over de consumptiecijfers van zelfgevangen vis en paling werd op basis van bovenstaande informatie beslist om de Nederlandse consumptiecijfers te behouden.

9 BEPALEN HUMAAN RISICO

9.1 Bepalen humaan risico sportactiviteiten oever

De risicobeoordeling gebeurt naar analogie met het bepalen van het humane risico voor een landbodem.

In eerste instantie wordt voor de verontreinigde oever/dijk een risicoberekening uitgevoerd met S-Risk gebaseerd op het default scenario 'dagrecreatie buiten'.

Indien er een humaan risico wordt vastgesteld, dan kan de eBSD gebruik maken van de aangepaste tijdspatronen voor sporten oever/dijk of sportvisserij in functie van het feitelijke gebruik om het humane risico nauwkeuriger in te schatten.

9.2 Bepalen humaan risico waterrecreatie

Bij de beoordeling van het humane risico wordt ervan uitgegaan dat het gaat om een locatie die niet ingericht is als zwemlocatie (zie § 4). Als er intenties zijn om de locatie in te richten als een 'vrije zwemzone', dan moet deze voldoen aan 3 vereisten: een waterkwaliteitstest, toestemming van de eigenaar of beheerder, en een risicobeoordeling die door Zorg en Gezondheid moet worden goedgekeurd. Dit valt buiten de scope van deze studie.

Het waterbodemonderzoek in het kader van het beschrijvend bodemonderzoek beperkt zich tot de beoordeling van de chemische parameters die volgens de DAEW-methodologie (Duidelijke Aanwijzing van een Ernstige Waterbodemonverontreiniging) van het oriënterend bodemonderzoek verder onderzocht dienen te worden, i.e. stoffen opgenomen in het standaard analysepakket en de relevante verdachte stoffen voor waterbodem op basis van huidige en voormalige risico-activiteiten. Deze beoordeling geeft bijgevolg geen volledig overzicht van alle humane risico's die aan zwemmen verbonden kunnen zijn, zoals veiligheid, bacteriologische kwaliteit of de aanwezigheid van blauwalgen. Ook wordt er geen rekening gehouden met mogelijks andere relevante parameters zoals pesticiden als gevolg van landbouwactiviteiten.

Daar het gaat om een locatie die **niet** ingericht is als zwemlocatie en waar watersporten **niet** is toegelaten, werd beslist om het humane risico dat uitgaat van waterrecreatie (zwemmen in combinatie met oeverrecreatie) te bepalen voor een blootstellingsfrequentie van 10 gebeurtenissen per jaar, een levenslanggemiddelde blootstelling en 20% TDI. Dit resulteert voor bepaalde chemische parameters in theoretisch zeer hoge RGW (Tabel 36) bij levenslanggemiddelde blootstelling. Het Sedisoil model houdt geen rekening met acute (giftige) effecten op de mens en dat werd in deze studie ook niet nader geëvalueerd. Voor de PCB's en PAK's houdt Sedisoil ook rekening met additiviteit voor het berekenen van het humane risico. Dit kan niet iteratief bepaald worden en werd dus in het kader van deze studie niet geëvalueerd. Dit wil zeggen dat er van de theoretisch berekende risicogrenswaarden voor de PCB's en PAK's vermeld in deze studie wel een humaan risico kan uitgaan.

Daarom is het aan te bevelen om steeds een **locatiespecifieke risicoberekening** uit te voeren op basis van een 'Vlaams' Sedisoil model (aangepast aan de Vlaamse randvoorwaarden) en waarbij de gemeten concentraties in de waterbodem én het oppervlaktewater worden ingevoerd.

Als er indicaties zijn dat er meer dan 10x op jaarbasis gezwommen wordt, dan dient het worst-case scenario van 25 dagen te worden gehanteerd.

Wanneer er ook kinderen onder de 6 jaar komen zwemmen, wordt aangeraden om de blootstelling voor kinderen te hanteren in plaats van de levenslanggemiddelde blootstelling.

Beperkingen van de huidige Sedisoil-versie voor het uitvoeren van een locatiespecifieke risicoberekening in Vlaanderen zijn:

- *het model rekent voor alle stoffen (ook de genormeerde stoffen) met 100% MTR en niet met de in dit document ingevoerde TDI's uit de stoffenfiches van S-Risk voor de genormeerde parameters.*
- *de MTR-waarden en de meeste TDI's dateren van voor 2010. Aanpassing van deze waarde op basis van recentere literatuur kan een impact hebben op de getalwaarden die in dit document zijn opgenomen. Een herziening van de TDI- en MTR-waarden maakte geen onderdeel uit van deze studie.*
- *de allocatiefactor van 20% kan niet in rekening gebracht worden.*
- *voor stoffen die niet opgenomen zijn in het Sedisoil model dient eerst een literatuurstudie uitgevoerd te worden om de nodige informatie te verzamelen alvorens een risicoberekening kan uitgevoerd worden.*

Dit document werd opgesteld voor discussiedoeleinden. In afwachting van een 'Vlaams' Sedisoil model, kan voorlopig enkel voor de 12 zware metalen, 10 individuele PAK's, 7 individuele PCB's en 9 andere parameters aangegeven worden dat er vermoedelijk geen humaan risico uitgaat van zwemmen in combinatie met oeverrecreatie bij blootstelling aan de chemische stoffen indien de meetwaarde voor de waterbodem kleiner is dan de RGW WB én de meetwaarde voor oppervlaktewater kleiner dan de overeenkomstige C OPPW van het door de eBSD geselecteerde scenario, waarbij geen rekening gehouden wordt met additiviteit voor de PAK's en PCB's.

Tabel 36 – RGW waterbodembodem (mg/kg ds) en concentratie in oppervlaktewater (mg/l) bij 20% TDI/MTR

Parameters	Trigger-waarde	JG-MKN	Oeverrecreatie, LL, 10x	
			RGW WB	C OPPW
arseen	52	3E-3	1400	2,10E-01
cadmium	5,56	≤ 8E-5*	780	9,00E-03
chrom (III)	94,93	5E-3	2150	1,11E-02
kobalt	32,7	5E-4	975	2,5E-01
koper	101,6	7E-3	100000	3,00
kwik (totaal)	1,21	-	70	6,18E-04
lood	152	1,2E-3	2500	5,86E-03
nikkel	35,6	4E-3	14000	2,63
zink	679	2E-2	100000	1,36
selenium	6,13	2E-3	2850	7,25
tin	15	3E-3	100000	2,69E-01
vanadium	56,9	4E-3	1375	3,75E-01
antraceen	0,234	1E-4	100000	4,34E-02
benzo(a)antraceen	0,738	3E-4	12,0	7,17E-04
benzo(a)pyreen	0,665	1,7E-7	3,25	8,48E-05
benzo(g,h,i)perylene	0,556	1,7E-7 (I)	16600	2,60E-04
benzo(k)fluorantheen	0,380	1,7E-7 (I)	35,0	8,00E-04
chryseen	1,00	1E-3	900	2,00E-03
fenanthreen	0,827	1E-4	50,0	7,68E-02
fluorantheen	1,65	6,3E-6	16,0	6,77E-03
indeno(1,2,3-c,d)pyreen	0,599	1,7E-7 (I)	105	1,90E-04
naftaleen	0,618	2E-3	10,00	2,42E-01
PCB 28	4,68E-3	Σ = 2E-6	0,29	5,74E-05
PCB 52	7,92E-3		0,95	8,21E-05
PCB 101	1,00E-2		2,6	8,94E-05
PCB 118	6,90E-3		3,1	7,38E-05
PCB 138	1,30E-2		4,4	5,89E-05
PCB 153	1,70E-2		4,4	5,89E-05
PCB 180	1,20E-2		5,2	2,77E-05
1,4-dichloorbenzeen	0,230	Σ = 2E-2	49	1,56
1,2,3,4-tetrachloorbenzeen	3,80E-4		0,55	1,98E-03
1,2,3,5-tetrachloorbenzeen	5,87E-4		0,55	1,85E-03
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	6,40E-4	9E-3	0,48	1,77E-03
hexachloorbenzeen	1,60E-3	-	85	6,20E-03
tolueen	0,606	9E-2	45	5,91

dieldrin	1,30E-3	1E-05	13,5	3,36E-03
bis(tri-n-butyltin)oxide	2,69E-2	$\Sigma = 8E-5$	0,37	1,20
trifenyltin	6,79E-3	$\Sigma = 3E-7$	109	8,59E-02

9.3 Bepalen humaan risico sportvisserij

Bij de beoordeling van het humane risico voor sportvisserij wordt ervan uitgegaan dat het gaat om een locatie waar vissen in principe niet toegestaan is.

Dit document werd opgesteld voor discussiedoeleinden. Op basis van deze studie wordt voorgesteld om het humane risico te bepalen op basis van een levenslange blootstelling, de consumptiehoeveelheden uit Nederland en 20% TDI.

Omwille van de aanname in Sedisoil – o.a. geen opname van bodemdeeltjes door vissen – wordt geadviseerd de berekening van de blootstellingsdosis uit Sedisoil te combineren met de voorspelde concentratie in vis uit het Sedias model (§ 5.1.3).

Metingen op vis en paling kunnen worden uitgevoerd om aan te tonen dat de concentraties in vis/paling lager zijn dan de waarden die werden voorspeld (bv. concentraties voor zware metalen; kolom 1 van Tabel 16) en/of lager zijn dan wettelijke limietwaarden (bijlage A).

Andere beperkingen van de huidige Sedisoil-versie zijn:

- *Het model rekent voor alle stoffen (ook de genormeerde stoffen) met 100% MTR en niet met de in dit document ingevoerde TDI's uit de stoffenfiches van S-Risk voor de genormeerde parameters.*
- *De MTR-waarden en de meeste TDI's dateren van voor 2010. Aanpassing van deze waarde op basis van recentere literatuur kan een impact hebben op de getalwaarden die in dit document zijn opgenomen. Een herziening van de TDI- en MTR-waarden maakte geen onderdeel uit van deze studie.*
- *Voor stoffen die niet opgenomen zijn in het Sedisoil model dient eerst een literatuurstudie uitgevoerd te worden om de nodige informatie te verzamelen alvorens een risicoberekening kan uitgevoerd worden.*
- *De allocatiefactor van 20% kan niet in rekening gebracht worden.*

9.4 Conclusie humane risicobeoordeling

Indien op één van onderstaande vragen 'ja' geantwoord wordt, dan wordt de respectievelijke activiteit, zijnde sporten ter hoogte van de oever, zwemmen of watersporten en/of de consumptie van eigen gevangen vis bij sportvisserij sterk afgeraden.

Humane risico-analyse		Ja	Nee
Sporten t.h.v. oever	Werd er een humaan risico vastgesteld ?		
Waterrecreatie	Werd er een humaan risico vastgesteld ?		
Sportvisserij	Werd er een humaan risico vastgesteld ?		

Indien er sprake is van een humaan risico ten gevolge van sporten ter hoogte van de oever, dan wordt dit afgeraden.

Indien er sprake is van een humaan risico ten gevolge van (illegaal) zwemmen of andere watersporten, dan wordt zwemmen/watersporten ten stelligste afgeraden.

Indien er een humaan risico wordt vastgesteld als gevolg van (illegale) consumptie van eigen gevangen vis, dan wordt dit ten stelligste afgeraden.

9.5 Saneringsnoodzaak

Of er gesaneerd dient te worden omwille van humane risico's is een beleidskeuze.

Een optie is om de toetsing aan 100% TDI te hanteren als extra criterium voor sanering in een multicriteria analyse.

LITERATUURLIJST

Agentschap Natuur en Bos, 2016. Enquête bij hengelaars op openbaar water.

Agentschap Zorg en Gezondheid, 2021. Semi-kwantitatieve risico-inschatting PFAS: Watersportbaan Hazewinkel en zeil- en surfvijver De Bocht te Willebroek.

Agentschap Zorg en Gezondheid, 2023. PFAS in zeewater en zeeschuim.

Cornelis, C., 2019. S-Risk - Technical guidance document - Annex IV. S-Risk - Tech. Guid. Doc.

Cornelis, C., Standaert, A., Willems, H., 2019. S-Risk - Technical guidance document. S-Risk - Tech. Guid. Doc.

M. Bilau , I. Sioen , C. Matthys , A. De Vocht , G. Goemans , C. Belpaire , J. L. Willems & S. De Henauw (2007) Probabilistic approach to polychlorinated biphenyl (PCB) exposure through eel consumption in recreational fishermen vs. the general population, Food Additives and Contaminants, 24:12, 1386-1393, DOI: 10.1080/02652030701459848

Deltares (2010). Technische handleiding Sedisoil

Deltares (2010). Verbeterde schatting van log K_{OC}, BCF en log K_{OW} waarden voor SEDISOIL stoffen.

EC (2018). Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Technical Guidance For Deriving Environmental Quality Standards. Updated version 2018. Brussels, Belgium. European Commission.

Geeraerts C., Belpaire C., De Charleroy D. & Hoffmann M. (2022). Advies over de problematiek van vervuilende stoffen in Vlaamse zoetwatervissen. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nr. INBO.A.4547. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2010). Handreiking Beoordelen Waterbodems. 4 november 2010.

Norwegian Environmental Agency (2018). Risk assessment of contaminated sediments; guidelines.

RIVM (1996). SEDISOIL: Model ter berekening van humane blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodems. Rapportnummer 715810011.

RIVM (2020). RIVM briefrapport 2020-0042. Advies Risicogrenswaarden voor PFOA, PFOS en GenX in zwemwater en vis.

RIVM (2021). RIVM briefrapport 2021-0073. Risicoschatting PFAS in recreatieplas Berkendonk in Helmond.

RIZA – RIVM (2000). Berekening van humane risicogrenzen voor waterbodems. Discussienota.

Schets M.F., Schijven J.F., De Roda Husman A.M. (2011). Exposure assessment for swimmers in bathing waters and swimming pools. *Wat Res* 45, 2392-2400

Teunen L., Belpaire C., Dardenne F., Blust R., Covaci A. en Bervoets L. 2020. Veldstudies naar monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2018 (algemene trends en relaties). Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM). Antwerpen, België, 99 blz.

Teunen L., Bervoets L., Belpaire C., De Jonge M. & Groffen T. (2021). PFAS accumulation in indigenous and translocated aquatic organisms from Belgium, with translation to human and ecological health risk. *Environmental Sciences Europe* (33): 39.

Van der Roest en Davids (2017). Mulier-onderzoek: Wat wil de sportvisser?
van den Dungen M.W., Kok D.E., Polder A., Hoogenboom R.L.A.P., van Leeuwen S.P.J., Steegenga W.T., Kampman E. & Murk A.J. (2016). Accumulation of persistent organic pollutants in consumers of eel from polluted rivers compared to marketable eel. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 219: 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.019>.

VMM (2007). Water- & waterbodemkwaliteit – Lozingen in het water – Evaluatie saneringsinfrastructuur 2005. Vlaamse Milieumaatschappij, Aalst. 128 p.

WHO (2017). Guidelines for drinking-water quality, 4th edition 2017. Geneva, Switzerland, World Health Organization.

BIJLAGE A – MAXIMALE WAARDEN VAN CONTAMINANTEN IN PALING EN VIS VOLGENS INTERNATIONALE CONSUMPTIE NORMEN (EU EN V.S.) EN MILIEUKWALITEITSNORMEN (KADERRICHTLIJN WATER) (ICES, 2015, GEACTUALISEERD).

US-FDA verwijst naar <http://www.fda.gov/ICECI/ComplianceManuals/CompliancePolicyGuidanceManual/ucm123236.htm>

WFD-EQS naar Water Framework Directive - Environmental Quality Standards

Contaminant	Maximale waarden
Metalen	
Hg (EC, 2022/617) - karper (soorten behorend tot de familie van de Cyprinidae), zalm en forel)	0.3 µg/g versgewicht
Hg (EC, 2022/617) - paling, baars, snoekbaars)	0.5 µg/g versgewicht
Hg (EC, 2022/617) – snoek	1.0 µg/g versgewicht
Pb (EC, 2021a/1317 - in vis)	0.3 µg/g versgewicht
Cd (EC, 2021b/1323) - in vis (met uitzondering van enkele zeevissoorten)	0.05 µg/g vers gewicht
Pesticiden	
Hexachlorobenzeen HCB (WFD EQS - in vis)	10 ng/g versgewicht
HCBD (Hexachlorobutadieen) (WFD EQS - in vis)	55 ng/g versgewicht
Hexabromocyclododecaan (HBCDD) (WFD EQS - in vis)	167 ng/g versgewicht
Heptachlor en heptachlor epoxide (WFD EQS - in vis)	6.7 × 10 ⁻³ ng/g versgewicht
Heptachlor en heptachlor epoxide (US-FDA - in vis)	300 ng/g versgewicht
Chlordaan (US-FDA - in vis)	300 ng/g versgewicht
Aldrin en dieldrin (US-FDA - in vis)	300 ng/g versgewicht
DDTs (US-FDA - in vis)	5 µg/g versgewicht
Dicofol (WFD EQS - in vis)	33 ng/g versgewicht
PCBs	
Som van 6 indicator PCBs (28,52,101,138,153,180) (EC/1259/2011 – in wild gevangen paling)	300 ng/g versgewicht
Som van 6 indicator PCBs (28,52,101,138,153,180) (EC/1259/2011 – in het wild gevangen zoetwatervis, met uitzondering van in zoet water gevangen diadrome vissoorten)	125 ng/g versgewicht
Dioxines en dioxine-achtige stoffen	

Som van PCDD+PCDF+ PCB-DL –TEQ (WFD EQS - in vis, kreeftachtigen en mollusken)	6.5 pg/g TEQ ₂₀₀₅ versgewicht
Som van dioxines (PCDD+PCDF – TEQ) (EC/1259/2011 - in vis)	3.5 pg/g TEQ ₂₀₀₅ versgewicht
Som van dioxinen en dioxineachtige PCB'S (PCDD+PCDF + PCB-DL –TEQ) (EC/1259/2011 - in wild gevangen paling)	10.0 pg/g TEQ ₂₀₀₅ versgewicht
Som van dioxinen en dioxineachtige PCB'S (PCDD+PCDF + PCB-DL –TEQ) (EC/1259/2011 - in het wild gevangen zoetwatervis, met uitzondering van in zoet water gevangen diadrome vissoorten)	6.5 pg/g TEQ ₂₀₀₅ versgewicht
PBDE (28+47+99+100+153+154) - (WFD EQS - in vis)	0.0085 ng/g versgewicht

Perfluorooctaansulfonzuur en derivaten

PFOS - (WFD EQS - in vis)	9.1 ng/g versgewicht
PFOS - (FAVV, 2022) - in kwabaal, bot, snoek, schol, zeebaars, meerval, zeelt, wilde zalm en wilde forel)	7.0 ng/g versgewicht
PFOS - (FAVV, 2022) - in barbeel, brasem, zalmforel, paling, snoekbaars, baars, blankvoorn)	35.0 ng/g versgewicht
PFOS - (FAVV, 2022) – andere vissoorten dan de soorten hierboven)	2.0 ng/g versgewicht
PFOA - (FAVV, 2022) - in kwabaal, bot, snoek, schol, zeebaars, meerval, zeelt, wilde zalm en wilde forel)	1.0 ng/g versgewicht
PFOA - (FAVV, 2022) - in barbeel, brasem, zalmforel, paling, snoekbaars, baars, blankvoorn)	8.0 ng/g versgewicht
PFOA - (FAVV, 2022) – andere vissoorten dan de soorten hierboven)	0.20 ng/g versgewicht
PFNA - (FAVV, 2022) - in kwabaal, bot, snoek, schol, zeebaars, meerval, zeelt, wilde zalm en wilde forel)	2.5 ng/g versgewicht
PFNA - (FAVV, 2022) - in barbeel, brasem, zalmforel, paling, snoekbaars, baars, blankvoorn)	8.0 ng/g versgewicht
PFNA - (FAVV, 2022) – andere vissoorten dan de soorten hierboven)	0.50 ng/g versgewicht
PFHxS - (FAVV, 2022) - in kwabaal, bot, snoek, schol, zeebaars, meerval, zeelt, wilde zalm en wilde forel)	0.20 ng/g versgewicht
PFHxS - (FAVV, 2022) - in barbeel, brasem, zalmforel, paling, snoekbaars, baars, blankvoorn)	1.50 ng/g versgewicht
PFHxS - (FAVV, 2022) – andere vissoorten dan de soorten hierboven)	0.20 ng/g versgewicht
Som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS* - (FAVV, 2022 - in kwabaal, bot, snoek, schol, zeebaars, meerval, zeelt, wilde zalm en wilde forel)	8.0 ng/g versgewicht
Som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS* - (FAVV, 2022 - in barbeel, brasem, zalmforel, paling, snoekbaars, baars, blankvoorn)	45.0 ng/g versgewicht

Som van PFOS, PFOA, PFNA en PFHxS*- (FAVV, 2022 – andere vissoorten dan de
soorten hierboven) 2.0 ng/g versgewicht

PAH

Benzo(a)pyreen (EC/1881/2006 - in vis) 2 ng/g versgewicht