

Risico's van blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems

Een methodiek voor de locatiespecifieke beoordeling van actuele risico's van waterbodemverontreiniging voor de mens

Achtergronddocument bij de richtlijn nader onderzoek voor waterbodems

RIZA-werkdocument nr. 2001.120x
AKWA-document nr. 01.002

Risico's van blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems

Een methodiek voor de locatiespecifieke beoordeling van actuele risico's van waterbodemverontreiniging voor de mens



september 2001

RIZA-werkdocument nr. 2001.120x
AKWA-document nr. 01.002

M. van Elswijk (RIZA), P.F. Otte (RIVM), M. Blijenberg,
F.A. Swartjes (RIVM), C. van de Guchte (RIZA).

Inhoudsopgave

1	Inleiding	3
1.1	Achtergrond	3
1.2	Opzet	3
2	Aanpassingen in SEDISOIL	5
2.1	Korte beschrijving van het model	5
2.2	Aanpassingen van de inputparameters	6
2.2.1	Verdelingscoëfficiënt voor metalen	6
2.2.2	Verdelingscoëfficiënt voor organische verbindingen	7
2.2.3	BioConcentratieFactor vis voor metalen	7
2.2.4	BioConcentratieFactor vis voor organische verbindingen	8
2.2.5	Hoeveelheid inname oppervlaktewater	8
2.2.6	Concentratie zwevend slib	8
2.2.7	Totale huidoppervlak bij dermale opname via oppervlaktewater	9
2.2.8	Dermale opname via de waterbodem	9
3	Beoordeling actuele risico's voor de mens	11
3.1	Inleiding	11
3.1.1	Onderzoekshypothese	11
3.1.2	Stapsgewijze risicobeoordeling	11
3.2	Vooronderzoek	14
3.2.1	Blootstelling in relatie tot gebruiksfuncties	14
	Blootstellingroutes	14
3.2.2	Indeling in deellocaties	15
3.2.3	Invulschema vooronderzoek	15
3.3	Eenvoudige toetsing van de risico's	17
3.3.1	Opstellen blootstellingsscenario	17
3.3.2	Verzamelen van relevante inputparameters	19
3.3.3	Berekening van de blootstelling	20
3.4	Uitgebreide risicobeoordeling	22
3.4.1	Aanvullende metingen in contactmedia	22
3.4.2	Berekening van de actuele blootstelling	23
4	Conclusies & aanbevelingen	25
	Literatuurlijst	27
Bijlage 1	SEDISOIL-formularium	29
Bijlage 2	Benodigde gegevens bij het vooronderzoek	34

Voorwoord

In dit rapport wordt ingegaan op de wijze waarop een locatiespecifieke risicobeoordeling voor de mens kan worden uitgevoerd met behulp van het model SEDISOIL. In 2000 - 2001 zijn de nodige aanpassingen in het model doorgevoerd en is daarnaast een gebruikersversie van het verbeterde SEDISOIL-model ontwikkeld.

Het model is getest aan de hand van enkele praktijkvoorbeelden, onder andere ten behoeve van het nader onderzoek waterbodem Haringvliet (RWS-DZH, september 2000). In de komende periode zal door toepassing in de praktijk moeten blijken of de huidige versie voldoende gebruiksvriendelijk is of dat het model nog aanpassingen behoeft. Hierbij dient de wetenschappelijke onderbouwing te zijn gewaarborgd.

Dit rapport dient verder als achtergronddocument bij de richtlijn voor nader onderzoek van verontreinigde waterbodems. Naar aanleiding van deze studie wordt voorgesteld om de hier gepresenteerde risicobeoordeling ook op te nemen in een nieuwe versie van SUS (Sanerings Urgentie Systematiek).

Ik wil iedereen bedanken die heeft bijgedragen aan de totstandkoming van dit rapport, in het bijzonder Margriet Blijenberg en Piet Otte voor het doorvoeren van de benodigde aanpassingen in het model en Helma van Oorschot (De Straat milieu-adviseurs) voor het kritisch toetsen van het model SEDISOIL in een praktijksituatie.

Martijn van Elswijk
Afdeling chemie & ecotoxicologie (AKWA/RIZA)

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In 1993 is het model SEDISOIL ontwikkeld voor de berekening van de humane blootstelling aan verontreinigde *waterbodems* [1]. In de Circulaire saneringsregeling van de Wet bodembescherming is beschreven dat voor de beoordeling van de actuele risico's voor de mens in principe het CSOIL/SEDISOIL-formularium kan worden gehanteerd. De urgentiebepaling voor humane risico's is nader uitgewerkt in de handleiding "urgentie van bodemsanering" [2].

In het kader van de herziening van de voorlopige richtlijnen voor nader onderzoek van verontreinigde *waterbodems* zijn er gesprekken geweest tussen het RIVM en het RIZA over de verbetering van het model SEDISOIL voor de (modelmatige) berekening van de humane blootstelling ten gevolge van verontreinigde *waterbodems*. Hieruit is gezamenlijk de probleemschets afgeleid.

Probleemschets

In het model SEDISOIL (1996) wordt gebruik gemaakt van aannames en standaardwaarden voor verschillende inputparameters. Deze parameters zijn met name bedoeld voor een potentiële risicobeoordeling. Het uitvoeren van een actuele of locatiespecifieke risicobeoordeling is niet goed mogelijk, ondanks de aanbeveling tot metingen in andere contactmedia (oppervlaktewater, zwevend stof, vis).

Uit bovenstaande zijn de volgende twee doelstellingen afgeleid:

- a) evaluatie en verbetering van het bestaande model SEDISOIL (1996);
- b) verbetering van de methode voor locatiespecifieke beoordeling van actuele risico's van *waterbodemverontreiniging* voor de mens.

1.2 Opzet

Als eerste stap is een inventarisatie uitgevoerd van de onderdelen waarbij nieuwe inzichten of kennis van processen tot verbetering van het huidige modelconcept kunnen leiden. Vervolgens is het bestaande SEDISOIL-formularium (1996) op deze onderdelen aangepast. Het betreft hier zowel algemene parameters (niet locatie-afhankelijke) als locatiespecifieke inputparameters.

Vervolgens is gekeken naar de mogelijkheden van het model om een meer locatiespecifieke beoordeling van de risico's voor de mens uit te voeren.

Leeswijzer

In hoofdstuk 2 zijn de aanpassingen van het model beschreven. In hoofdstuk 3 wordt ingegaan op de methode voor het vaststellen van de actuele risico's voor

de mens. Tot slot volgen er in hoofdstuk 4 nog enkele aanbevelingen voor verbeteringen van het model in de toekomst.

2 Aanpassingen in SEDISOIL

2.1 Korte beschrijving van het model

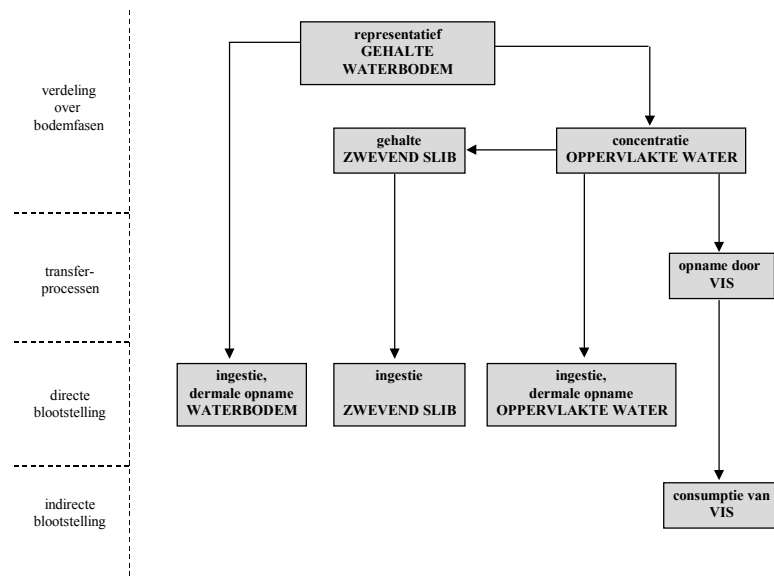
Het model SEDISOIL berekent de levenslanggemiddelde, dagelijkse blootstelling (dosis) van de mens aan een verontreinigde waterbodem [1]. In het model wordt geen rekening gehouden met acute (toxische) effecten op de mens.

Bij de blootstelling van de mens aan een verontreinigde waterbodem kunnen de volgende blootstellingroutes een rol spelen:

- ingestie van sediment en oppervlaktewater (inclusief zwevend slib);
- dermale opname via de waterbodem en het oppervlaktewater;
- consumptie van vis (sport- en beroepsvisserij).

De blootstellingroutes zijn weergegeven in figuur 2.1. Het modelconcept bestaat uit drie onderdelen: de verdeling over de fasen, het transport naar de contactmedia en de berekening van de directe en indirecte blootstelling. Voor een uitgebreide toelichting op het model en de verantwoording van de keuze van (input)parameters wordt verwezen naar Bockting, et al. [1] en naar Otte, et al. [3].

Figuur 2.1:
Schematische weergave van het modelconcept SEDISOIL.



In bijlage 1 wordt een overzicht gegeven van de formules die voor het model SEDISOIL zijn gebruikt.

2.2 Aanpassingen van de inputparameters

Voor de berekening van de humane blootstelling aan verontreinigde waterbodems wordt gebruik gemaakt van enkele tientallen input-parameters. In de afgelopen jaren is meer inzicht verkregen in de gevoeligheid van verschillende inputparameters, in het bijzonder welke voor de waterbodem van belang zijn.

In deze studie is vooral aandacht besteed aan de verbetering van 'gevoelige' parameters, dat wil zeggen de parameters die relatief veel invloed hebben op de berekening van de blootstelling. Parameters die nauwelijks van invloed zijn op de berekening en waarover bovendien weinig gegevens beschikbaar waren, zijn om die reden dan ook buiten beschouwing gelaten.

Na een eerste gevoeligheidsanalyse zijn de volgende parameters geselecteerd voor evaluatie en verbetering:

- ◆ *verdelingscoëfficiënt (Kd_{se}) voor metalen;*
- ◆ *verdelingscoëfficiënt (Kd_{se}) voor organische verbindingen;*
- ◆ *BioConcentratieFactor voor vis (BCF_f) voor metalen;*
- ◆ *BioConcentratieFactor voor vis (BCF_f) voor organische verbindingen;*
- ◆ *hoeveelheid inname oppervlaktewater;*
- ◆ *concentratie zwevend slib in oppervlaktewater;*
- ◆ *blootgesteld huidoppervlak bij dermale opname via waterbodem;*
- ◆ *bedekkingsgraad bij dermale opname via waterbodem;*
- ◆ *totale huidoppervlak bij dermale opname via oppervlaktewater.*

Verderop in deze paragraaf worden alle bovengenoemde parameters besproken, waarbij achtereenvolgens eerst de oorspronkelijke waarde in het bestaande model (SEDISOIL'96) wordt toegelicht en vervolgens de benodigde aanpassingen ten behoeve van de locatiespecifieke risicobeoordeling worden beschreven. Voor meer achtergrondinformatie over deze parameters en de uitwerking van de aanpassingen wordt verwezen naar het rapport "Berekening van humane risicogrenzen voor waterbodems" [3].

Om onderscheid te kunnen maken tussen de berekeningen met de oude en de verbeterde versie van het model is telkens ook het jaartal van de versie vermeld.

2.2.1 Verdelingscoëfficiënt voor metalen

Voor een locatiespecifieke risicobeoordeling dient altijd zoveel mogelijk gebruik te worden gemaakt van gemeten concentraties van verontreinigende stoffen in sediment, zwevend stof en oppervlaktewater. Hierbij wordt aanbevolen om zoveel mogelijk gebruik te maken van meerjarige kwaliteitsgegevens. Zijn deze gegevens niet voorhanden, dan kunnen ook projectmatig uitgevoerde metingen worden gebruikt.

Voor stromende wateren (rivieren, beken) zal over het algemeen de kwaliteit van het oppervlaktewater en het zwevend stof niet direct gerelateerd zijn aan de kwaliteit van het sediment ter plaatse. Er is dan eigenlijk geen sprake van een evenwichtsituatie. Daarom wordt voor dit type wateren altijd ten zeerste aanbevolen om concentraties in oppervlaktewater, zwevende stof en sediment afzonderlijk te meten. Hierdoor wordt beter inzicht verkregen in het feitelijke actuele risico voor de mens.

Van belang is dat goed in de gaten wordt gehouden of de (eventuele) optredende risico's worden veroorzaakt door de ernstig verontreinigde waterbodem ter plaatse of dat de blootstellingroute via ingestie van oppervlaktewater en zwevende stof als oorzaak moet worden aangewezen. Dit kan worden achterhaald door voor elke stof na te gaan wat de relatieve bijdrage per blootstellingroute is.

Indien er geen metingen in contactmedia voorhanden zijn, dan berekent het model de concentraties in de verschillende contactmedia op basis van evenwichtspartitie. Dit kan worden beschouwd als een veilige aanname van de concentraties in de contactmedia ter plaatse.

In het model is tevens de mogelijkheid gegeven om een locatiespecifieke Kd-waarde in te voeren, zodat de berekening van de concentraties in de contactmedia bij benadering locatiespecifiek kan worden genoemd.

2.2.2 Verdelingscoëfficiënt voor organische verbindingen

Voor organische verbindingen geldt in principe hetzelfde als voor de metalen. Ook hier dient altijd zoveel mogelijk gebruik te worden gemaakt van gemeten concentraties van verontreinigende stoffen in sediment en oppervlaktewater. De berekening van de concentratie op grond van evenwichtspartitie is dan overbodig.

Lokale metingen geven de actuele concentraties in het sediment en het oppervlaktewater het beste weer. Aanbevolen wordt om zoveel mogelijk gebruik te maken van meerjarige kwaliteitsgegevens. Zijn deze gegevens niet voorhanden, dan kunnen ook projectmatig uitgevoerde metingen worden gebruikt.

Indien er geen metingen in contactmedia voorhanden zijn, dan berekent het SEDISOIL-model de concentraties in de verschillende contactmedia op basis van evenwichtspartitie. Dit mag als een veilige aanname worden beschouwd. Aanvullend kan in het model ook een locatiespecifieke Koc-waarde worden ingevoerd, zodat de berekende concentraties in de contactmedia enigszins locatiespecifiek zijn te noemen.

2.2.3 BioConcentratieFactor vis voor metalen

In SEDISOIL'96 is voor elk metaal op basis van 'expert judgement' een BioConcentratieFactor (*BCF*) bepaald. Op basis van beschikbare literatuurgegevens zijn in deze studie geen betere *BCF*-waarden voor metalen gevonden.

Voor een locatiespecifieke risicobeoordeling wordt daarom aanbevolen om metingen in vis te verrichten die afkomstig is van de locatie zelf. Het gaat dan om metingen in gefileerde vis. Indien geen gemeten waarden beschikbaar zijn, dan kan voor een eerste inschatting gebruik worden gemaakt van onderstaande BCF-waarden voor metalen.

Tabel 2.1:
BCF-waarden voor
metalen (bron:
RIZA/RIVO).

Metaal	BCF _{fi} (l/kg _{sdw})
arsen	50
cadmium	100
chrom	200
koper	1000
kwik	1000
lood	5000
nikkel	200
zink	10000

2.2.4 BioConcentratiefactor vis voor organische verbindingen

Ook voor de organische verbindingen geldt dat aanbevolen wordt om de verontreinigende stoffen in vis te meten. Indien geen gemeten waarden voorhanden zijn, dan maakt het model gebruik van de QSAR van Mackay. De concentratie in vis is dan enigszins locatiespecifiek te noemen doordat de BCF wordt vermenigvuldigd met de gemeten concentratie in het oppervlaktewater. Indien nodig, dan kan het vetgehalte van de vis worden aangepast aan het vetgehalte van de ter plaatse voorkomende vissoorten (deze tabel is opgenomen in het SEDISOIL-model).

In SEDISOIL is als aanname opgenomen dat vissoorten die op de bodem leven in principe géén bodemdeeltjes consumeren en slechts in zeer beperkte mate worden blootgesteld via dermale opname. Vissen kunnen echter ook worden blootgesteld door consumptie van kleinere organismen die op en in het sediment leven. Deze blootstellingroute is echter moeilijk kwantificeerbaar en is in SEDISOIL 2001 dan ook buiten beschouwing gebleven.

2.2.5 Hoeveelheid inname oppervlaktewater

Bij een gemiddelde situatie kan worden uitgegaan van 50 ml/keer (standaardwaarde). Indien bij de actuele risicobeoordeling echter geen metingen in contactmedia zijn verricht, dan wordt aanbevolen om maximaal 100 ml per gebeurtenis als een veilige benadering voor de hoeveelheid inname oppervlaktewater te gebruiken.

2.2.6 Concentratie zwevend slib

In SEDISOIL'96 is de concentratie zwevend slib gesteld op 30 mg/l. Dit is gebaseerd op het gemiddelde van de Nederlandse grote rivieren [1]. De concentratie van het zwevend slib is echter afhankelijk van de lokale condities van het watersysteem ter plaatse. Hierdoor kan de lokaal gemeten concentratie van zwevend slib sterk variëren. Voor een locatiespecifieke risicobeoordeling is het dus van belang om de concentratie van zwevend slib aan de hand van metingen ter plaatse vast te stellen.

Tijdens activiteiten in of op het water is de concentratie vaak beduidend hoger. Er zijn echter geen gegevens bekend over de concentratie van zwevend slib nabij de oeverzone tijdens recreatie-activiteiten. Uit onderzoek is gebleken dat het zwevend stofgehalte in het oppervlaktewater tijdelijk kan oplopen tot 300 mg/l. Dergelijke gehalten treden op bij het storten van baggerspecie [4 en 5].

2.2.7 Totale huidoppervlak bij dermale opname via oppervlaktewater

In het BKH-rapport [6] wordt aangenomen dat het blootgesteld oppervlak gelijk is aan 80 % van het totale huidoppervlak. Er is voor gekozen om de getallen van huidoppervlakten van Hawley te gebruiken met een bloot-gesteld huidoppervlak dat gelijk is aan 80% van het totale huidoppervlak. Volgens Hawley [7] is het totale huidoppervlak van een kind van 2,5 jaar gelijk aan 5700 cm² en voor volwassenen 18100 cm².

2.2.8 Dermale opname via de waterbodem

In SEDISOIL'96 is het blootgesteld oppervlak tijdens dermale opname via de waterbodem voor een kind gesteld op 1700 cm² en voor volwassenen op 2800 cm². Deze waarden zijn rechtstreeks overgenomen uit CSOIL en gelden voor de landbodem. Bij oeverrecreatie mag worden aangenomen dat het gemiddeld blootgestelde huidoppervlak groter is.

Indien ervan wordt uitgegaan dat het blootgesteld oppervlak bij waterbodem gelijk is aan de oppervlakte van handen, armen, voeten en benen, dan is het gemiddeld blootgesteld oppervlak volgens Hawley [7] voor een kind van 2,5 jaar gelijk aan 2800 cm² en voor volwassenen 9500 cm².

Bedekkingsgraad

In SEDISOIL'96 is de bedekkingsgraad voor kinderen gelijk gesteld aan 0,51 mg/cm² en voor volwassenen 3,75 mg/cm². Deze waarden zijn overgenomen van CSOIL. De waarden zijn afkomstig van Hawley [7]. Voor kinderen is de waarde gebaseerd op een meting, voor volwassenen op een berekening. Wegens gebrek aan betere gegevens is er voorlopig voor gekozen om deze waarden te handhaven.

3 Beoordeling actuele risico's voor de mens

3.1 Inleiding

Binnen het nader onderzoek worden de actuele risico's voor mens, ecosysteem en de verspreiding richting het grond- en oppervlaktewater bepaald. In dit hoofdstuk is de methodiek voor de beoordeling van de actuele risico's voor de mens uitgewerkt.

3.1.1 Onderzoekshypothese

In de Circulaire saneringsregeling is een systematiek beschreven voor de beoordeling van actuele risico's voor de mens. Uitgangspunt is dat de actuele blootstelling, oftewel de feitelijk optredende blootstelling, van een individuele mens ten gevolge van een waterboderverontreiniging niet tot negatieve effecten mag leiden [8].

Volgens deze urgentiesystematiek is er sprake van actuele risico's voor de mens, tenzij is aangetoond of aannemelijk is gemaakt dat er:

definitie van MTR_{humaaan} = het maximaal toelaatbaar risiconiveau, waar bij levenslange blootstelling nog geen schadelijke effecten op de gezondheid te verwachten zijn.

- a) géén blootstelling mogelijk is¹
- b) wel blootstelling mogelijk is, maar gezien het huidige gebruik van de locatie niet te verwachten is;
- c) wel blootstelling mogelijk is en gezien het gebruik ook is te verwachten, maar de blootstelling niet leidt tot overschrijding van de MTR_{humaaan} .

Deze onderzoeksvragen komen in de beoordelingsmethodiek stapsgewijs aan de orde.

3.1.2 Stapsgewijze risicobeoordeling

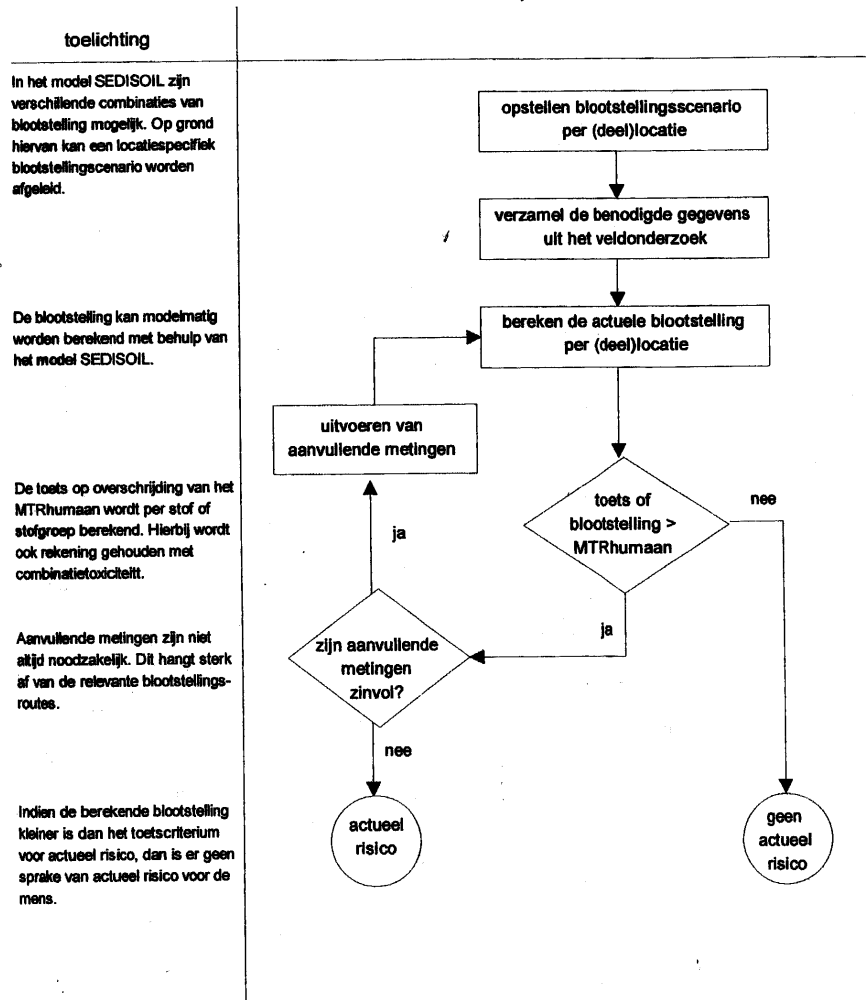
De actuele blootstelling wordt bepaald aan de hand van de verontreinigingssituatie, de waterbodemeigenschappen en het gebruik van de waterbodem. Figuur 3.1 geeft een overzicht van de stappen die voor de beoordeling worden doorlopen.

Vooronderzoek

Het vooronderzoek wordt aan het begin van het nader onderzoek uitgevoerd. In het vooronderzoek worden de benodigde gegevens verzameld voor het uitvoeren van het nader onderzoek. Alvorens een risicobeoordeling wordt uitgevoerd, dient antwoord te worden gegeven op de vraag of blootstelling aan de verontreinigde waterbodem mogelijk is én of dit gezien het gebruik van de locatie ook is te verwachten (zie vraag a en b). Indien dit niet het geval is, dan hoeft er geen risicobeoordeling plaats te vinden.

¹ Deze uitspraak is vooral gericht op de droge bodem voor gevallen waar sprake is van een verhard terrein of waar verontreinigingen in de bovenste 0,5 m zijn aangetroffen. Het laatste punt is ook relevant in het geval van verontreinigde waterbodems.

Figuur 3.1:
*Stroomschema voor de
 stapsgewijze beoordeling
 van de actuele risico's
 voor de mens*



Als uit het vooronderzoek is gebleken dat blootstelling aan de verontreinigde waterbodem mogelijk is, dan dient middels een (modelmatige) berekening het actueel risico voor de mens te worden bepaald. De locatiespecifieke risico-beoordeling vindt plaats in twee stappen.

Eenvoudige toetsing

Als eerste stap in de risicobeoordeling wordt een eenvoudige toetsing van de risico's uitgevoerd. Met behulp van de reeds beschikbare meet-gegevens wordt een eerste (modelmatige) berekening van de risico's uitgevoerd. Het SEDISOIL-model rekent dan met de standaardwaarden die op basis van veilige aannames in het model zijn opgenomen. In feite wordt hiermee een 'worst case'-benadering gevolgd.

Beoordeling actuele risico's

Indien uit de eenvoudige toetsing blijkt dat de MTR_{humaaan} wordt overschreden, dan dient een uitgebreide risicobeoordeling plaats te vinden. Hiervoor zijn aanvullende metingen in de contactmedia (zwevend stof, oppervlaktewater en/of vis) nodig om tot een locatiespecifieke beoordeling van de actuele risico's te kunnen komen.

3.2 Vooronderzoek

In het vooronderzoek wordt aan de hand van een aantal onderzoeksvragen nagegaan of blootstelling van de mens aan de verontreinigde waterbodem mogelijk is of het gezien het huidige gebruik van de locatie redelijkerwijs is te verwachten.

3.2.1 Blootstelling in relatie tot gebruiksfuncties

Blootstelling treedt op als er contactmogelijkheden met de verontreinigde waterbodem bestaan. Bij een waterbodem is direct contact met de verontreiniging mogelijk indien er bijvoorbeeld recreatie plaatsvindt (zwemmen of spelen langs de waterlijn).

Indirect is blootstelling mogelijk via de consumptie van vis. Voor alle blootstellingroutes geldt dat de verontreiniging zich in de contactzone (= bovenste 0,5 m) moet bevinden.

Tabel 3.1:
Beschrijving van de
blootstellingroutes

Blootstellingroutes	
<i>Direct</i>	: via ingestie van waterbodemdeeltjes, oppervlaktewater en zwevend stof en dermale opname (= via de huid) vanuit de waterbodem en/of het oppervlaktewater;
<i>Indirect</i>	: via de consumptie van vis

De mogelijkheden voor blootstelling aan verontreinigde waterbodems zijn sterk afhankelijk van het gebruik van de locatie door de mens. Hiertoe kan onder meer gebruik worden gemaakt van functies die zijn toegekend aan het betreffende oppervlaktewater:

- 1) recreatie (zwemmen, watersportactiviteiten, lokale recreatievaart);
- 2) visserij (consumptie van vis uit eigen vangst);
- 3) beroepsvisserij;
- 4) inname van oppervlaktewater ten behoeve van de winning van drinkwater;
- 5) regionale watervoorziening voor landbouw.

De belangrijkste routes zijn recreatie en (sport)visserij. Voor de laatste drie gebruiksfuncties (beroepsvisserij, drinkwaterwinning en regionale watervoorziening) geldt dat de risico's via deze routes in principe al door andere regelgeving voldoende worden afgedekt². Deze functies zijn om die reden dan ook niet in de beoordelingsmethodiek opgenomen.

In het model wordt geen rekening gehouden met blootstelling als gevolg van calamiteiten (zoals bijvoorbeeld een bedrijfsongeval in een industriehaven). De blootstelling van de mens in arbeidssituaties, zoals baggerwerkzaamheden, is hier eveneens buiten beschouwing gelaten.

² Voor de inname van oppervlaktewater ten behoeve van drinkwaterwinning zijn in het Besluit "kwaliteitsdoelstellingen en metingen oppervlaktewateren" getalswaarden voor gehalten aan microverontreinigingen genoemd die bij overschrijding het gebruik van drinkwater ongewenst maken.

Feitelijk gebruik van de locatie

Naast de functies die aan het gebied worden toegekend, dient bij een locatiespecifieke risicobeoordeling met name aandacht te worden besteed aan het actuele ofwel het feitelijke gebruik door de mens. Goed toegankelijke oppervlaktewateren, bijvoorbeeld bij campings, jachthavens en recreatiegebieden, worden vaak gebruikt als zwemwater terwijl deze wateren geen functie als zwemwater kennen. Er is dan sprake van zogenaamde “wilde zwem- of recreatieplaatsen” [9].

Meer informatie over het feitelijke gebruik van wateren en over consumptie van zelfgevangen vis kan worden ingewonnen bij gemeenten, bij beheerders of eigenaren van terreinen, bij plaatselijke hengelsportwinkeliers en bij omwonenden. Een veldbezoek of interview kan de benodigde informatie over de huidige situatie opleveren.

In bijlage 2 is een overzicht opgenomen van de te verzamelen gegevens ten aanzien van het gebruik van de locatie.

3.2.2 Indeling in deellocaties

Voorbeeld:

in een onderzoeksgebied kan de consumptie van vis door sportvisserij een relevante blootstellingsroute zijn, terwijl in een klein deel van het gebied ook de waterrecreatie nog een rol kan spelen in de beoordeling van de risico's voor de mens.

De actuele risico's voor de mens kunnen binnen één onderzoekslocatie sterk verschillen, afhankelijk van de oppervlakte en de verschillende functies die in het gebied naast elkaar kunnen bestaan. Om die reden is voor een locatie-specifieke risicobeoordeling een indeling in deelgebieden van belang. De mate van blootstelling aan verontreinigde waterbodems kan dan per deelgebied afzonderlijk worden doorgerekend. Een deelgebied is hier te omschrijven als een homogene eenheid ten aanzien van het (functioneel) gebruik van de locatie.

De locatie dient op basis van het feitelijke gebruik te worden opgesplitst in aaneengesloten deelgebieden met dezelfde gebruiksfunctie(s) en met dezelfde intensiteit van gebruik. Voorbeelden van situaties waarbij een onderscheid naar intensiteit kan worden gemaakt zijn:

- 1) Bij waterdiepten tot 2 meter zijn de mogelijkheden van direct contact van de mens met de waterbodem groter dan bij waterdiepten van 2 meter of meer. Men mag er vanuit gaan dat de blootstelling aan een waterboderverontreiniging in gebieden met waterdiepten > 2 m geringer zal zijn.
- 2) Bepaalde gedeelten van de locatie zijn, in het recreatie seizoen, beter bereikbaar voor recreatie en/of voor sportvisserij, dan andere gedeelten.

3.2.3 Invulschema vooronderzoek

Met behulp van onderstaand invulschema wordt duidelijk wanneer blootstelling mogelijk is of redelijkerwijs is te verwachten.

Allereerst dient te worden vastgesteld of op de te onderzoeken locatie sprake is van de gebruiksfuncties recreatie en/of visserij. Hiervan kan sprake zijn indien deze functies aan het oppervlaktewater zijn toegekend. Dit is vastgelegd in waterhuishoudingsplannen en waterbeheersplannen. Daarnaast dient ook rekening te worden gehouden met het feitelijke gebruik van de locatie door de mens.

Voor de sportvisserij geldt dat bij overkoepelende organisaties van sportvissers of de plaatselijke hengelsportvereniging kan worden nagevraagd of het water als viswater is aangewezen. Maar ook in de meeste openbare vaarwateren mag zonder meer worden gevestigd. Voor het vaststellen van mogelijke blootstelling is het belangrijk of de zelfgevangen vis ook geconsumeerd wordt. Indien uit navraag niet blijkt dat op eetbare vissoorten wordt gevestigd, dan is voldoende aannemelijk gemaakt dat geen visvangst voor eigen consumptie plaatsvindt.

Tabel 3.2:
Invulschema
vooronderzoek

Blootstelling in relatie tot het gebruik per (deel)locatie		Ja	Nee
Recreatie	Is er sprake van directe contactmogelijkheden met de waterbodem en/of oppervlaktewater in de oeverzone als gevolg van de volgende activiteiten: <ul style="list-style-type: none"> – zwemmen – verblijven en spelen in oeverzone *; – watersport (roeien, kanovaren e.d.) – wonen aan water (incl. woonboten) 		
Sportvisserij	Is er mogelijk sprake van visvangst voor eigen consumptie? **		

* De oeverzone is gedefinieerd als de zone met een periodieke of permanente waterdiepte van 0-2 meter.

** In elk oppervlaktewater, waar vis aanwezig is, kan visvangst plaatsvinden. In deze context wordt gesproken over visvangst als deze voor eigen consumptie wordt gebruikt of als dit valt te verwachten.

Indien in het bovenstaand schema alle vragen met 'nee' zijn beantwoord, dan is blootstelling op grond van het huidige gebruik redelijkerwijs niet te verwachten. Dit leidt tot de conclusie dat op grond van het huidige gebruik er geen sprake is van een actueel risico voor de mens. In het verdere onderzoek kan dan worden afgezien van een risicobeoordeling.

Indien tenminste eenmaal 'ja' is ingevuld, dan is blootstelling aan de verontreinigde waterbodem mogelijk en gezien het gebruik ook redelijkerwijs te verwachten. Dit betekent dat bij het uitvoeren van het veldonderzoek rekening moet worden gehouden met het verzamelen van de benodigde veldgegevens voor de beoordeling van de actuele risico's voor de mens.

Toetsing van de informatie kwaliteit
Bij het uitvoeren van een nader onderzoek wordt door het bevoegd gezag eisen gesteld aan de kwaliteit van de verzamelde informatie. Dit betekent concreet dat aantoonbaar moet zijn waarom er geen blootstelling mogelijk is of waarom dat gezien het huidige gebruik van de locatie niet is te verwachten. Een heldere beschrijving of rapportage van de onderzochte bronnen is hierbij vereist.

3.3 Eenvoudige toetsing van de risico's

Indien uit het vooronderzoek is gebleken dat blootstelling aan de verontreinigde waterbodem mogelijk is en gezien het huidige gebruik van de locatie ook redelijkerwijs valt te verwachten, dan dient een modelmatige risicobeoordeling te worden uitgevoerd om te toetsen of er sprake is van een actuele risico voor de mens (overschrijding van de MTR_{huiaan}).

Aan de berekening van de locatiespecifieke blootstelling gaan een aantal stappen vooraf. Allereerst wordt per deellocatie een locatiespecifiek blootstellingsscenario opgesteld.

3.3.1 Opstellen blootstellingsscenario

Met behulp van de verzamelde gegevens uit het vooronderzoek wordt per (deel)locatie een blootstellingsscenario afgeleid. Dit wordt voornamelijk bepaald door de functie, oftewel het feitelijk gebruik van de locatie door de mens.

Om de feitelijke blootstelling te kunnen bepalen, dient per (deel)locatie de functie, oftewel het feitelijk gebruik, te worden nagegaan. Op grond hiervan kan worden onderbouwd voor welk blootstellingsscenario wordt gekozen. In tabel 3.3 en 3.4 worden standaardwaarden aangegeven voor het opstellen van een blootstellingsscenario bij een bepaald gebruik van de locatie.

Tabel 3.3:
standaardwaarden voor
recreatie.

Recreatie	Verblijf
Zwemwater of oeverrecreatie	30 dagen/jaar
Water, niet specifiek bedoeld voor zwemmen (maar met de mogelijkheid voor recreatie)	10 dagen/jaar
Geen zwemwater	0 dagen/jaar

Voor wateren met de gebruiksfunctie zwemwater en/of oeverrecreatie ligt de blootstelling in het algemeen hoger dan voor wateren die niet specifiek bedoeld zijn om te zwemmen. In het geval dat het specifiek om zwemwater gaat, is het wellicht mogelijk om extra informatie (lokale statistieken) over bijvoorbeeld het aantal openingsdagen te krijgen. Op deze wijze ontstaat een beter beeld van de blootstelling ter plaatse. Het is ook mogelijk om aan de hand van interviews het gemiddeld aantal recreatiedagen per jaar in te schatten.

Tabel 3.4:
standaardwaarden
voor sportvisserij.

* Procentuele bijdrage
van vis uit eigen vangst
in relatie tot de totale
visconsumptie.

Sportvisserij	Bijdrage vis- consumptie (%) *	visconsumptie (gram/dag)	
		volw.	kind
viswater	50	55	15
water met de mogelijkheid tot visvangst	10	11	3

Aanvullend kan aan de hand van het aantal afgegeven sportvisaktes ook een kwantitatieve inschatting (aantal personen) worden gemaakt van de risico's bij visconsumptie. Op deze wijze ontstaat een beter beeld van de blootstelling ter plaatse.

Met behulp van bovenstaande tabellen kan een blootstellingsscenario voor de betreffende locatie worden afgeleid. De verschillende blootstellingsscenario's zijn ook in SEDISOIL opgenomen. Indien informatie over het gebruik van de locatie door de mens volledig ontbreekt, wordt aanbevolen om in dat geval te kiezen voor een blootstellingsscenario waarbij wordt gerekend met een maximale blootstelling. Hierdoor wordt de mogelijkheid geminimaliseerd om tot een 'vals negatief' resultaat uit te komen.

Afwijkend scenario

In het model is tevens de mogelijkheid ingebouwd om een afwijkend blootstellingsscenario op te stellen, om de gebruiker zodoende in staat te stellen beargumenteerd af te wijken in de keuze van het blootstellingsscenario.

Voor het berekenen van de blootstelling via de consumptie van vis uit eigen vangst kan verder onderscheid worden gemaakt door te achterhalen of er in het betreffende oppervlaktewater ook eetbare vissoorten zitten. Voorbeelden van eetbare vissoorten zijn aal/ paling, snoekbaars, baars en in mindere mate ook snoek en spiering. In zoute wateren worden vooral bot, schar, schol, tong en zeebaars gevangen.

Tabel 3.5:
waarden voor sportvisserij bij het opstellen van een afwijkend scenario.

* Procentuele bijdrage van vis uit eigen vangst in relatie tot de totale visconsumptie.

Water met (toegekende) functie sportvisserij	bijdrage in % *
met eetbare vissoorten	50
geen eetbare vissoorten	0
onbekend	50
Water met de mogelijkheid van visvangst	bijdrage in % *
met eetbare vissoorten	50
geen eetbare vissoorten	0
onbekend	10

In tabel 3.5 is aangegeven wat dit voor invloed kan hebben op de procentuele bijdrage van vis uit eigen vangst. Bij de keuze voor een afwijkend scenario kunnen deze gegevens in het SEDISOIL-model worden opgegeven.

Ook voor de gebruiksfunctie recreatie geldt dat op grond van aanvullende gegevens mag worden afgeweken van het aantal dagen dat per jaar wordt gerecreëerd. Voorwaarde voor het opstellen van een afwijkend blootstellingsscenario is wel dat er voldoende locatiespecifieke gegevens beschikbaar zijn om tot een onderbouwd alternatief te komen. Hiervan is bijvoorbeeld sprake als kan worden aangetoond dat:

- de maximale duur waarin een individu via recreatie aan de waterbodemverontreiniging wordt blootgesteld, aantoonbaar afwijkt van de defaultwaarde;
- geen enkele sportvisser zijn consumptie uit eigen vangst uitsluitend betreft van de verontreinigde locatie (maar van meerdere locaties).

De benodigde locatiespecifieke gegevens kunnen worden ingewonnen tijdens een veldbezoek, gekoppeld aan gesprekken met recreanten, sportvissers en omwonenden.

3.3.2 Verzamelen van relevante inputparameters

Voor de risicobeoordeling wordt uitsluitend gebruik gemaakt van concentraties van verontreinigende stoffen die zich in de contactzone van de waterbodem bevinden. De contactzone betreft maximaal de bovenste 50 cm van de waterbodem. Het verdient de voorkeur om zoveel mogelijk gebruik te maken van gemeten concentraties in de dunst bemonsterde laag en van gehalten in het zwevend slib.

Stofkeuze

De beoordeling van actuele risico's wordt uitgevoerd voor de risicovolle stoffen. Dit zijn de stoffen die tenminste aan één van de volgende criteria voldoen:

- overschrijding van de interventiewaarde (in de contactzone van de waterbodem);
- stoffen die binnen het geval van ernstige verontreiniging voorkomen in de contactzone en die bovendien bijdragen aan combinatietoxiciteit. Deze stoffen dienen te worden meegenomen in de beoordeling indien de concentratie groter is dan $\frac{1}{2}(IW + SW)^3$;

In onderstaande tabel 3.6 is aangegeven voor welke stoffen combinatie-toxiciteit een rol kan spelen bij de beoordeling van de actuele risico's voor de mens.

Tabel 3.6:
stoffen waarbij combinatie-
toxiciteit kan optreden.

Metalen	PAK	PCB	Drins	Chloorbenzenen
cadmium	naftaleen	28	Aldrin	Pentachloorbenzeen
kwik	antraceen	52	Dieldrin	Hexachloorbenzeen
lood	fenanthreen	101	Endrin	
	fluorantheen	118		
	benzo(a)anthraceen	138		
	chryseen	153		
	benzo(a)pyreen	180		
	benzo(ghi)peryleen			
	benzo(k)fluorantheen			
	indeno(1,2,3-cd)pyreen			

Behalve via de waterbodem kan de mens ook via andere contactmedia zoals het oppervlaktewater, zwevend stof en vis worden blootgesteld aan de verontreiniging. Gegevens over concentraties van de risicovolle stoffen in deze contactmedia dienen bij voorkeur zoveel mogelijk lokaal te worden gemeten. Vanwege de mogelijke variaties in de tijd van de concentraties verdient het gebruik van (jaar- of seizoens) gemiddelden of medianen uit (meerjarige) meetreeksen de voorkeur. Vooral voor grotere locaties dienen bij voorkeur meetreeksen van verschillende meetpunten te worden verzameld.

Veldparameters

Afhankelijk van het gekozen blootstellingsscenario dienen de volgende veldparameters te worden gemeten:

³ of $\frac{1}{2}IW$ indien van die stof geen streefwaarde bekend is.

-
- concentratie in de contactzone van het sediment;
 - concentratie in contactmedia zoals oppervlaktewater, zwevend slib en vis (afhankelijk van het blootstellingsscenario);
 - fractie organisch koolstof waterbodem;
 - fractie organisch koolstof zwevend slib;

In het geval van verontreiniging met organische stoffen dient tenminste de vetfractie van de (meest voorkomende) vis te worden bepaald of ingeschat op grond van beschikbare literatuur.

In het geval van een verontreiniging met zware metalen is dit:

- pH;
- fractie lutum waterbodem;
- fractie lutum zwevend slib;
- drooggewicht fractie vis.

Indien geen meetgegevens van concentraties in contactmedia voorhanden zijn, verdient het de voorkeur om deze metingen alsnog uit te voeren.

3.3.3 Berekening van de blootstelling

Voor de berekening van de blootstelling van de mens aan de waterbodemverontreiniging kan gebruik worden gemaakt van het SEDISOIL-formularium (bijlage 1) of het bijgeleverde spreadsheet-programma. Het model voert de volgende tussenberekeningen uit:

- Verdeling over de fasen;
- Opname door vis;
- ingestie waterbodem;
- ingestie oppervlaktewater;
- ingestie zwevend slib;
- dermale opname via waterbodem;
- dermale opname via oppervlaktewater;
- consumptie van vis;
- totale blootstelling;
- levenslanggemiddelde dosis;
- actueel humaan risico;
- combinatietoxiciteit (additiviteit)

Bij de berekening van het actuele risico's voor de mens wordt altijd uitgegaan van de totaalconcentratie in de waterbodem met een relatieve absorptiefactor van 1 (dit betekent dat alles wat binnenkomt, ook wordt opgenomen).

Voor de berekening van de blootstelling dient per (deel)locatie de gemiddelde concentratie in de contactmedia (sediment, zwevend stof, oppervlaktewater of vis) te worden gebruikt. Indien van een parameter geen locatiespecifieke meetwaarde bekend is, wordt in het model gebruik gemaakt van een berekende waarde. Deze berekende waarden zijn gebaseerd op evenwichts-situaties en kunnen om die reden ook worden gebruikt voor een 'worst-case' benadering.

Levenslanggemiddelde blootstelling

De totale blootstelling voor kinderen (TCH_{se}) en volwassenen (TAD_{se}) wordt berekend door sommatie van de blootstelling via de separate blootstellings-routes. Onder de aanname dat de mens ongeveer 6 jaar kind en 64 jaar volwassene is, wordt de levenslanggemiddelde blootstelling berekend met de formule:

$$DOSIS = \frac{6 * TCH + 64 * TAD}{70}$$

Actueel risico voor de mens

Het actueel risico wordt als volgt berekend:

$$\frac{DOSIS}{MTR} > 1$$

Indien het quotiënt groter is dan 1 dan is er sprake van actuele humane risico's. Indien het quotiënt kleiner is dan 1, dan is er geen actueel humaan risico.

Combinatietoxiciteit

In aanvulling op de blootstelling per stof, wordt binnen enkele groepen van stoffen ook rekening gehouden met het optreden van effecten als gevolg van een combinatie van stoffen. Bij de beoordeling worden alleen die stoffen meegenomen die ook daadwerkelijk gecombineerd voorkomen.

Indien uit de berekening van de blootstelling blijkt dat het quotiënt van DOSIS en MTR_{humaan} kleiner dan 1 is, dan dient voor de stoffen uit tabel 3.6 de combinatietoxiciteit te worden bepaald door de afzonderlijke quotiënten op te tellen. Indien het quotiënt dan nog steeds kleiner is dan 1, dan is er geen sprake van actueel risico voor de mens. Is het quotiënt groter is dan 1, dan is er sprake van een actueel risico.

3.4 Uitgebreide risicobeoordeling

Als uit de eenvoudige toetsing van de risico's is gebleken dat het MTR_{humaan} wordt overschreden, dan dient een meer uitgebreide risicobeoordeling plaats te vinden. Hiervoor zijn aanvullende metingen in de contactmedia nodig om tot een locatiespecifieke beoordeling van de actuele risico's te kunnen komen.

Daarnaast kan worden getracht om het blootstellingscenario (indien mogelijk) nog locatiespecifieker te maken. Aanwijzingen hiervoor zijn reeds beschreven in paragraaf 3.3.1.

3.4.1 Aanvullende metingen in contactmedia

Om na te gaan of het uitvoeren van aanvullende metingen zinvol is, dienen allereerst de stoffen en stofgroepen te worden onderscheiden die de overschrijding van het MTR_{humaan} in de eenvoudige toetsing hebben veroorzaakt. Voor deze stoffen en/of stofgroepen wordt nagegaan welke blootstellingroutes hiervoor in hoofdzaak verantwoordelijk zijn. Met SEDISOIL kan voor dit doel een grafiek met de procentuele bijdrage van de verschillende blootstellingroutes worden gegenereerd.

De volgende situaties kunnen worden onderscheiden:

- 1) Als het actueel risico vrijwel volledig wordt veroorzaakt door directe opname van de risicovolle stoffen of stofgroepen vanuit de waterbodem (via ingestie of dermaal) is het uitvoeren van aanvullende metingen in de overige contactmedia (oppervlaktewater, zwevend stof, vis) niet zinvol. Het oordeel 'actueel risico' blijft dan onveranderd.
- 2) Als het actueel risico vrijwel volledig wordt veroorzaakt door opname van de risicovolle stoffen of stofgroepen via visconsumptie, kan worden volstaan met het meten van het gehalte in het eetbare gedeelte (filet) van de meest voorkomende eetbare vissoort(en). Hierbij dienen ook de drooggewicht fractie en de vetfractie van de vissoort(en) te worden bepaald.
- 3) Als het actueel risico vrijwel volledig wordt veroorzaakt door directe opname van de risicovolle stoffen of stofgroepen vanuit het oppervlaktewater of het zwevend stof, is het uitvoeren van aanvullende metingen in deze contact-media wenselijk. Daarbij moet, met name in sterk stromende wateren, rekening worden gehouden met mogelijke variaties in de gehalten in ruimte en tijd. Bij metingen van de gehalten in zwevend stof moeten ook het lutumgehalte en het organisch koolstofgehalte van het zwevend stof worden bepaald.

Visonderzoek

Over het algemeen wordt door sportvissers in zoete wateren voornamelijk aal/paling, snoekbaars en baars gegeten. In mindere mate worden ook snoek en spiering geconsumeerd. In zoute wateren zijn soorten als bot, schar, schol, tong en zeebaars favoriet.

De eetbare gedeelten (filet) van de vis dient geanalyseerd te worden op het voorkomen van verontreinigende stoffen. Aanbevolen wordt van tenminste 2 vissoorten de gehalten van de verontreinigende stoffen vast te stellen. Bij de keuze van te analyseren vissoorten dient rekening te worden gehouden met:

-
- het voorkomen van de vissoort in het betreffende oppervlaktewater. Het verdient de voorkeur om een vissoort te kiezen die ook met regelmaat wordt gevangen (geeft aan dat er een goede populatie is);
 - het vetgehalte van de vissoort. Het verdient de voorkeur om bij de analyse van vis zowel een magere vis (bijvoorbeeld snoek, snoekbaars) als een vis met een hoog vetgehalte (bijvoorbeeld paling) te kiezen.

Per vissoort dienen circa 25 vissen te worden verzameld voor de analyse. Het aangetroffen maximumgehalte vormt de basis voor de berekening met behulp van het model SEDISOIL.

3.4.2 Berekening van de actuele blootstelling

Na uitvoering van de aanvullende metingen wordt opnieuw met het SEDISOIL-formularium beoordeeld of de blootstelling van de mens (dosis) het MTR_{humaan} overschrijdt.

Het actueel risico wordt als volgt berekend:

$$\frac{DOSIS}{MTR} > 1$$

Indien het quotiënt groter is dan 1 dan is er sprake van actuele humane risico's. Indien het quotiënt kleiner is dan 1, dan is er geen actueel humaan risico.

Een alternatieve toetsing is mogelijk door te toetsen aan de consumptienormen voor vis (zie kader).

Toetsing aan consumptienormen voor vis

In de Warenwet zijn voor diverse vissoorten consumptienormen opgenomen (bijlage x). De gemeten gehalten in vis kunnen ook direct aan deze consumptienormen worden getoetst. De consequentie van een overschrijding van de consumptienorm hangt af van de functie van het water. Beroepsvisserij op de betreffende vissoort(en) is rond het gebied van de waterbodemonverontreiniging niet verantwoord. Consumptie van vis uit eigen vangst moet bij overschrijding van de norm worden ontraden.

Combinatietoxiciteit

In aanvulling op de blootstelling per stof, wordt binnen enkele groepen van stoffen ook rekening gehouden met het optreden van effecten als gevolg van een combinatie van stoffen. Bij de beoordeling worden alleen die stoffen meegenomen die ook daadwerkelijk gecombineerd voorkomen.

Indien uit de berekening van de blootstelling blijkt dat het quotiënt van DOSIS en MTR_{humaan} kleiner dan 1 is, dan dient voor de stoffen uit tabel 3.5 ook de combinatietoxiciteit te worden bepaald door de afzonderlijke quotiënten op te tellen. Indien het quotiënt dan nog steeds kleiner is dan 1, dan is er geen sprake van actueel risico voor de mens. Is het quotiënt groter is dan 1, dan is er sprake van een actueel risico.

4 Conclusies & aanbevelingen

Het model SEDISOIL is volgens de laatste wetenschappelijke inzichten aangepast. De belangrijkste verschillen met de oude versie van SEDISOIL zijn:

- De gebruikte partitie-coëfficiënten voor metalen waren afkomstig van de droge bodem. Deze zijn vervangen door de partitie-coëfficiënten zwevend stof/ sediment (van der Kooij, 1991). Bovendien vallen deze K_d 's eenvoudig te corrigeren voor locatiespecifieke waterbodemkarakteristieken (pH, % lutum en % organische stof);
- Gebruik van verbeterde partitiecoëfficiënten voor organische stoffen, welke in een breed kader zijn afgestemd;
- Aanpassing van de standaardwaarden voor de totale hoeveelheid blootgesteld huidoppervlak bij dermale opname [7];

Van deze aanpassingen heeft met name het gebruik van verbeterde partitiecoëfficiënten voor metalen en organische verbindingen een grote invloed op de verschillen in berekende blootstelling tussen de oude versie van SEDISOIL (1996) en het nieuwe model SEDISOIL 2001. Onderzoek naar het gebruik van BCF's (Bio-Concentratie-Factoren vis-oppervlaktewater) in recent onderzoek hebben niet tot verdere aanpassingen geleid.

Met betrekking tot de risicobeoordeling van verontreinigde waterbodems wordt voorgesteld om de in deze studie beschreven methodiek als basis te laten fungeren voor het onderdeel humane risico's in de richtlijn nader onderzoek en de SaneringsUrgentieSystematiek (SUS).

Het belang van locatiespecifieke meetgegevens in de beoordeling van de actuele risico's voor de mens mag hierbij niet worden onderschat.

Aanbevelingen

Voor toekomstige verbeteringen van het SEDISOIL-model dient de aandacht gericht te worden op:

- Het kwantificeren van de accumulatie van metalen in vis vanuit oppervlaktewater;
- De relatie van berekende visgehalten met gemeten visgehalten;
- Nieuwe ontwikkelingen volgen op het gebied van partitiecoëfficiënten voor metalen, de implementatie van het verschijnsel trage desorptie voor organische stoffen en de biologische beschikbaarheid c.q. opname door organismen (inclusief de mens).
- Nader onderzoek naar het kwantificeren van de accumulatie van metalen en organische stoffen in vis als functie van het oppervlaktewater;
- resultaten uit lopende onderzoeken naar partitie van metalen implementeren (uitgevoerd door RIVM, DLO-instituten en RIZA)
- partitie van metalen en organische stoffen tussen enerzijds waterbodem en oppervlaktewater, anderzijds zwevend slib en oppervlaktewater;
- Validatie, gevoeligheids- en/of onzekerheidsanalyse van SEDISOIL;
- Onderzoek naar acute (toxische) effecten van verontreinigde waterbodems voor kinderen;

Literatuurlijst

1. Bockting, G.J.M., J.G.M Koolenbrander, F.A. Swartjes (1996). SEDISOIL: model ter berekening van humane blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodems. RIVM rapportnr. 715810011, Bilthoven
2. Koolenbrander, J.G.M. (1995). Urgentie van Bodemsanering: de handleiding. In opdracht van het Ministerie van VROM. Sdu, maart 1995. ISBN 9012082218.
3. Otte, P.F., M. Bleijenberg, M. van Elswijk, C. van de Guchte, F.A. Swartjes (2000). Berekening van humane risicogrenzen voor waterbodems. Discussienota. RIZA-werkdocument 2000.084x.
4. BMM rapport" een toetsingsmethode voor het inschatten van gezondheidsrisico's bij waterbodemverontreiniging, 1993 93.002
5. RIZA rapport: Steenwijk, J.M. Milieuhygiënische risico's voor recreanten in de speciedeponie Molengreend, 1997 werkdocument 97.086x
6. BKH rapport: risico's van verontreinigde waterbodems voor de mens. Deelstudie 1, recreanten, 1991 R0190043/8981/R10
7. Hawley JK. 1985. Assessment of health risk from exposure to contaminated soil. Risk Analysis 5 (4): 289-302
8. VROM (1998). Circulaire saneringsregeling Wet bodembescherming. Beoordeling en afstemming, januari 1998.
9. Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1998). Beheersplan voor de Rijkswateren, 1997-2000. Hoofdkantoor van het Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Water, 1998, 179 p.
10. Steenwijk, J.M. et al. (1991). Voorlopige richtlijnen voor nader onderzoek van verontreinigde waterbodems in de Rijkswateren. RIZA-notanr. 91.002.
11. Van der Kooij, Van de Meent D, Van Leeuwen CJ, Bruggeman WA, 1991, Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards: application of the equilibrium partition method, Wat. Res 25 (6): 697-705.
12. Berg, R. van den, Bockting, G.J.M., Crommentuyn, G.H. & Janssen, P.J.C.M. (1994) Proposals for intervention values for soil clean-up: Second series of compounds. RIVM rapport 715810004.
13. Van den Berg, R. van den (1991/1994/1995) Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse leidend tot voorstellen voor humaantoxicologische C-toetsingswaarden (beperkt herziene versie. RIVM-rapport 725201006
14. Bockting, G.J.M., F.A. Swartjes, L.G.M. Koolenbrander, and R. van Berg (1994). Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunning-aanvragen. Deel I. Bodemgebruikspecifieke beoordelingsmethodiek voor de humane blootstelling. RIVM rapport 715810001.
15. Cornelissen, G. (1999). Mechanism and consequences of slow desorption of organic compounds from sediments (proefschrift).

-
16. Guchte C van der, M. Beek, M. Rossenberg (1998). Omgaan met normen binnen het waterbeheer. Vierde Nota Waterhuishouding Achtergronddocument. Eindconcept. RIZA/RIKZ rapportnummer 3368050
 17. Jager, D.T. en T. Hamers 1997. Estimation methods for bioaccumulation in risk assessment of organic chemicals. RIVM reportno 679102013, Bilthoven
 18. Janssen, P.J.C.M., M.E. van Apeldoorn, van Koten-Vermeulen, and W.C. Mennes (1995). Human-toxicological criteria for serious soil contamination: Compounds evaluated in 1993 & 1994. RIVM rapport 715810009.
 19. Janssen, P.J.C.M., M.E. van Apeldoorn, J.G.M. van Engelen, P.C.J.I. Schielen, and M.F.A. Wouters (1998). Maximal Permissible Risk Levels for Human Intake of Soil Contaminants: Fourth series of compounds. RIVM rapport 711701004
 20. Janssen, R.P.T., F.A. Swartjes, M.A.G.T van de Hoop, W.J.G.M. Peijnenburg (1996). Evaluatie van het evenwichtspartitieconcept voor zware metalen in bodems en sedimenten. RIVM rapport 719101027.
 21. Koops R, Grinsven JJM van, Crommentuijn T, Hoop MAGT van den, Swartjes FA, Kramer PRG, Peijnenburg, WJGM. 1998. Evaluatie van door het RIVM gehanteerde partiticoëfficiënten voor metalen. RIVM rapportnr.711401005, Bilthoven
 22. RIZA/RIKZ, 1998, Omgaan met normen binnen het waterbeheer, Vierde Nota Waterhuishouding
 23. Sijm DTHM en Van der Linde A. 1995. Size-dependent bioconcentration kinetics of hydrophobic organic chemicals in fish based on diffusive mass transfer and allometric relations. Environ. Sci. Technol. 29: 2769-2777
 24. Vermeire, T.G., Apeldoorn, M.E. van, Fouw, J.C. de & Janssen, P.J.C.M. (1991) Voorstel voor de humaan toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)-waarden. In Dutch: RIVM rapport 725201005
 25. Vermeire, T.G. (1993). Voorstel voor de humaan toxicologische onderbouwing van C-(toetsings)waarden. Betreft addendum op rapport 725201005. RIVM rapport 715801001.

Verdeling over de fasen

De concentratie in het oppervlaktewater en het zwevend slib worden berekend uit de concentratie (totaalgehalte) in de waterbodem. Hierbij wordt evenwicht tussen de drie fasen verondersteld.

$$C_{sw} = \frac{SD_{se} * C_{se}}{SD_{se} * Kd_{se} + V_{W_{se}}} \quad \text{en} \quad C_{sm} = \frac{C_{sw} * (SD_{sm} * Kd_{sm} + V_{W_{sm}})}{SD_{sm}}$$

- C_{sw} = concentratie oppervlaktewater (mg/l)
 SD_{se} = volumieke massa droge waterbodem (1.3 kg/l)
 C_{se} = totaalgehalte waterbodem (mg/kg_{dw})
 Kd_{se} = verdelingscoëfficiënt waterbodem-oppervlaktewater (l/kg)
 $V_{W_{se}}$ = volumefractie water in waterbodem (0.4)
 C_{sm} = totaalgehalte zwevend slib (mg/kg_{dw})
 SD_{sm} = volumieke massa zwevend slib (1.3 kg/l)
 Kd_{sm} = verdelingscoëfficiënt zwevend slib-oppervlaktewater (l/kg)
 $V_{W_{sm}}$ = volumefractie water in waterbodem (0.4)

In het model wordt voor metalen verondersteld dat de Kd_{sm} gelijk is aan 1,5 maal de Kd_{se} :

$$Kd_{sm} = f * Kd_{se} \quad (f = 1,5)$$

Voor organische verbindingen wordt verondersteld dat de Kd 's op dezelfde wijze te berekenen zijn als voor de landbodem, dat wil zeggen als functie van de Koc en het organische koolstofgehalte:

$$Kd_{se} = K_{oc} * foc_{se} \quad \text{en} \quad Kd_{sm} = K_{oc} * foc_{sm}$$

De Koc voor organische verbindingen is vastgesteld op basis van een set van gemeten Koc 's en een berekende Koc volgens de benadering van Sabljic (1995).

Voor dissociërende organische verbindingen is rekening gehouden met het pH effect. Zowel de neutrale als de geïoniseerde vorm is in beschouwing genomen. De fractie van het niet-geïoniseerde neutrale deel kan worden berekend als volgt:

$$f_{nd} = \frac{1}{1 + 10^{pH - pK_a}}$$

- K_{oc} = op basis van organisch koolstof genormaliseerde verdelingscoëfficiënt grond-oppervlaktewater (l/kg)
 foc_{se} = fractie organisch koolstof waterbodem (0.058)
 foc_{sm} = fractie organisch koolstof zwevend slib (0.116)
 K_{ow} = verdelingscoëfficiënt octanol-water (-)
 f_{nd} = fractie niet gedissocieerde stof (-)
 pH = zuurgraad (8)
 pK_a = zuurdissociatieconstante (-)

Opname door vis

De concentratie in vis wordt met behulp van een (constante) BioConcentratie-Factor (BCF) uit de concentratie in het oppervlaktewater berekend met de formule:

$$C_{fi} = BCF_{fi} * C_{sw} \quad (\text{evenwichtsituatie})$$

BCF_{fi} = BioConcentratieFactor vis-oppervlaktewater (kg_{fw}/l)

C_{fi} = concentratie in vis (mg/kg_{fw})

C_{sw} = concentratie in oppervlaktewater (mg/l)

- Voor metalen geldt de volgende formule :

$$BCF_{fi} = BCF_{fi,dw} * fdw_{fi}$$

$BCF_{fi,dw}$ = BCF vis-oppervlaktewater (drooggewicht) in (mg/kg_{dw})/(mg/l)

fdw_{fi} = drooggewicht-fractie vis (0.1)

- Voor organische verbindingen is de vetbasis van belang :

$$BCF = BCF_{fat} * Ff_{fi}$$

BCF_{fat} = BioConcentratieFactor vis-oppervlaktewater (vetbasis) in ($\text{mg}/\text{kg}_{fat}$)/(mg/l)

Ff_{fi} = vetfractie vis

De BCF wordt berekend volgens Mackay (1982).

$$\log BCF_{fat} = \log K_{ow} - 1.32$$

Uitgaande van een gemiddeld vetgehalte van ongeveer 5 % kan de BCF worden uitgedrukt op vetbasis :

$$BCF_{fat} = Kow$$

Voor de Kow waarden worden bij voorkeur de CLOGP* data (gemeten waarden) gebruikt (zie bijlage 6)

Noot: indien $\log K_{ow} > 6 \Rightarrow BCF_{fat} = 1.10^6$

Ff_{fi} = vetfractie vis (0.05)

Directe en indirecte blootstelling

Ingestie waterbodem

Blootstelling via ingestie van waterbodem kan plaats vinden via hand-mond contact op de oever tijdens recreatie. De mate van blootstelling wordt berekend met behulp van de formule:

$$DI_{se} = \frac{tf_{se} * AID_{se} * fa * C_{se}}{W}$$

DI_{se} = opname via ingestie van waterbodem (mg/kg/d)

tf_{se} = aantal gebeurtenissen per jaar (n/365d)

$AID_{se,a}$ = inname hoeveelheid waterbodem/keer

(volwassenen : $0.35 \cdot 10^{-3}$ kg_{dw}/keer)

(kind : $1 \cdot 10^{-3}$ kg_{dw}/keer)

fa = relatieve absorptiefactor (1.0)

C_{se} = totaalgehalte in waterbodem (mg/kg)

W = lichaamsgewicht

(volwassene : 70 kg)

(kind : 15 kg)

Ingestie van oppervlaktewater

Blootstelling via ingestie van oppervlaktewater vindt plaats tijdens zwemmen en wordt berekend met de formule:

$$DI_{sw} = \frac{tf_{se} * AID_{sw} * fa * C_{sw}}{W}$$

DI_{sw} = opname via ingestie van oppervlaktewater (mg/kg/d)

AID_{sw} = inname hoeveelheid oppervlaktewater/keer ($50 \cdot 10^{-3}$ l/keer)

C_{sw} = concentratie in oppervlaktewater (mg/kg)

W = lichaamsgewicht

(volwassene : 70 kg)

(kind : 15 kg)

Ingestie zwevend slib

Blootstelling via ingestie van zwevend slib vindt plaats tijdens de ingestie van oppervlaktewater en wordt berekend met de formule:

$$DI_{sm} = \frac{tf_{se} * AID_{sw} * Pc * fa * C_{sm}}{W}$$

DI_{sm} = opname via ingestie van zwevend slib (mg/kg/d)

Pc = gehalte zwevend slib oppervlaktewater ($30 \cdot 10^{-6}$ kg/l)

C_{sw} = concentratie in zwevend slib (mg/kg)

fa = relatieve absorptiefactor (1.0)

W = lichaamsgewicht (volwassene: 70 kg)/(kind: 15 kg)

Dermale opname via waterbodem

Voor metalen wordt verondersteld dat de blootstelling via dermale opname vanuit de waterbodem geen rol speelt.

Voor organische verbindingen wordt de blootstelling via dermale opname, in analogie met het CSOIL-formularium, berekend via de formule:

$$DA_{se} = \frac{tf_{se} * A_{exp_{se}} * fm * DAE * DAR * tb_{se} * fa * C_{se}}{W}$$

- DA_{se} = dermale opname via waterbodem (mg/kg/d)
 $A_{exp_{se,a}}$ = blootgesteld oppervlak (volw.) (0.28 m²)
 $A_{exp_{se,c}}$ = blootgesteld oppervlak (kind) (0.17 m²)
 fm = matrixfactor (0.15)
 DAE_a = bedekkingsgraad (volw.) (3.75 mg grond/cm²)
 DAE_c = bedekkingsgraad (kind)(0.51 mg grond/cm²)
 fa = relatieve absorptiefactor (1.0)
 DAR_a = absorptiesnelheid (volw.) (0.005 l/h)
 DAR_c = absorptiesnelheid (kind) (0.01 l/h)
 tb_{se} = duur blootstelling (8 h)
 W = lichaamsgewicht
(volwassene : 70 kg)
(kind : 15 kg)

Dermale opname via oppervlaktewater

Voor metalen wordt verondersteld dat blootstelling via dermale opname via het oppervlaktewater geen rol speelt.

Voor organische verbindingen kan blootstelling via dermale opname via het oppervlaktewater plaatsvinden tijdens het zwemmen en wordt berekend via de formule:

$$DA_{sw} = \frac{tf_{se} * A_{tot} * tbsw * DAR_w * fa * C_{sw}}{W}$$

- DA_{sw} = dermale opname via oppervlaktewater (mg/kg/d)
 $A_{tot,a}$ = lichaamsoppervlak (volw.) (1.8 m²)
 $A_{tot,c}$ = lichaamsoppervlak (kind) (0.95 m²)
 fa = relatieve absorptiefactor (1.0)
 $tbsw_a$ = tijdsduur zwemmen (volw.) (1 h/d)
 $tbsw_c$ = tijdsduur zwemmen (kind) (2 h/d)
 DAR_w = dermale absorptiesnelheid vanuit water (mg/m²)/(mg/l)/h

$$= \frac{(5000 * (0.038 + 0.153 * K_{ow})) * \exp(-0.016 * M)}{(5000 + (0.038 + 0.153 * K_{ow})) * 1.5}$$

- M = molmassa (g/mol)
 W = lichaamsgewicht
(volwassene : 70 kg)
(kind : 15 kg)

Indirecte blootstelling (consumptie via vis)

Indirecte blootstelling kan plaatsvinden via de consumptie van vis en wordt berekend met de formule:

$$FI = \frac{Q_{fi} * FV_{fi} * fa * C_{fi}}{W}$$

FI = opname van verontreiniging via vis (mg/kg/d)

Q_{fi} = visconsumptie (kg_{fw}/d)

FV_{fi} = fractie verontreinigde vis (-)

fa = relatieve absorptiefactor (1.0)

C_{fi} = gehalte in vis (mg/kg_{fw})

W = lichaamsgewicht
(volwassene : 70 kg)
(kind : 15 kg)

Totale blootstelling

De totale blootstelling voor kinderen (TCH_{se}) en volwassenen (TAD_{se}) wordt berekend door sommatie van de blootstelling via de separate routes met de formule:

$$TCH_{se} = DI_{se} + DI_{sw} + DI_{sm} + DA_{se} + DA_{sw} + FI$$

$$TAD_{se} = DI_{se} + DI_{sw} + DI_{sm} + DA_{se} + DA_{sw} + FI$$

TAD = dagelijkse blootstelling volwassene (mg/kg/dag)

TCH = dagelijkse blootstelling kind (mg/kg/dag)

Onder de aanname dat de mens 6 jaar kind en 64 jaar volwassene is, wordt de levenslanggemiddelde blootstelling berekend met de formule:

$$DOSIS = \frac{6 * TCH + 64 * TAD}{70}$$

DOSIS = levenslanggemiddelde dagelijkse blootstelling (mg/kg/dag)

Informatie	Bronnen
1) functies die aan (delen van) het oppervlaktewater/oever zijn toegekend	beheersplan nat (BPN) voor de Rijkswateren; provinciale waterhuishoudingsplannen; waterbeheersplannen van waterschappen
2) wel/geen sportvisserij, aanwezigheid eetbare vissoorten	visvereniging, gemeente
3) aanwezigheid van campings, jachthavens, natuur- of recreatiegebieden	bestemmingsplan, topografische kaart, etc.
4) wilde zwem- of recreatieplaatsen of sportvisactiviteiten	interviews omwonenden; veldbezoek

Tabel 1: Overzicht van de benodigde informatie ten behoeve van het vooronderzoek.

Recreatie

Onder recreatie worden alle activiteiten verstaan die zich op of langs de oever (oeverrecreatie) en in het water (waterrecreatie) afspelen. Voorbeelden hiervan zijn zwemmen, kanovaren, wandelen en spelen langs de oever.

Sportvisserij

In de sportvisserij kan de consumptie van vis uit eigen vangst een belangrijke rol spelen voor de blootstelling. Sportvisserij wordt dan ook apart van de beroepsvisserij beschouwd.