
RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU, BILTHOVEN

Rapportnummer 715810011

SEDISOIL:**Model ter berekening van humane blootstelling
ten gevolge van verontreinigde waterbodems**G.J.M. Bockting^{*1}, J.G.M. Koolenbrander^{*2}, F.A. Swartjes

mei 1996

- ^{*1}: tegenwoordig: Gemeente Arnhem
Dienst Milieu en openbare werken
Afdeling Bodem, Afvalstoffen en Water
Postbus 5380
6802 EJ Arnhem
- ^{*2}: tegenwoordig: Tauw Milieu BV
Postbus 133
7400 AC Deventer

Dit rapport werd opgesteld door het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek. Het onderzoek werd uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van VROM, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, in het kader van het project "Interventiewaarden en Actuele risico's" (projectnummer 715810)

VERZENDLIJST

- 1 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Mr. A.B. Holtkamp
- 2-9 Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, Dr. J.M. Roels
- 10 Plv. Directeur-generaal Milieubeheer, Dr.ir. B.C.J. Zoeteman
- 11 Mw. ir. J. Robberse
- 12 Drs. C.A.J. Denneman
- 13 Mw. dr.ir A.E. Boekhold
- 14 Mw. ir. M. Hof
- 15 Dr. J.J. Vegter, TCB (Den Haag)
- 16 Drs. T. Edelman, IPO/ABO (Arnhem)
- 17 Drs. D.R. Moet, VNG (Den Haag)
- 18 Drs. C. van der Guchte, RIZA (Lelystad)
- 19 Drs. T. Bakker, RIZA (Lelystad)
- 20 Dr. P.J.R. de Vries, Unie van Waterschappen (Den Haag)
- 21 Dr. S. Klapwijk, STOWA (Utrecht)
- 22 Dr. G. Kamerling, RWS (Leusden)
- 23-32 Leden werkgroep UI
- 33 Werkgroep "tijdstipbepaling", Drs. C. de Boer (Prov. Gelderland)
- 34 Ing. P. Smit, Van Hall Instituut (Groningen)
- 35 Dr. K. Freier, Umweltbundesamt (Berlin, D)
- 36 Dr. W. Veerkamp, Shell B.V. (Den Haag)
- 37 Dr. W.F. Ten Berge, DSM (Heerlen)
- 38 Drs. R. Theelen, Tauw Milieu (Deventer)
- 39 Depot van Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie
- 40 Directie RIVM
- 41 Sectordirecteur Milieuonderzoek, Ir. F. Langeweg
- 42 Sectordirecteur Stoffen en Risico's, Dr.ir. G. de Mik
- 43 Hoofd Laboratorium voor Bodem en Grondwateronderzoek, Ir. R. van den Berg
- 44 Hoofd Laboratorium voor Water en Drinkwateronderzoek, Ir. A.H.M. Bresser
- 45 Hoofd Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies, Drs. L.H.M. Kohsiek
- 46 Hoofd Laboratorium voor Laboratorium voor Blootstelling, Dr.ir. H.J.G.M. Derks
- 47 Hoofd Laboratorium voor Ecotoxicologie, Dr. H.J.P. Eijsackers
- 48 Hoofd Afdeling Voorlichting en Public Relations, Mw. Drs. J.A.M. Lijdsman-Schijvenaars
- 49 Drs. A. van der Giessen
- 50 Dr.ir. J.J.M. van Grinsven
- 51 Drs. M.F.W. Waitz
- 52 Drs.ing. P. Kreule
- 53 Ing. H.A. Vissenberg
- 54 Drs. D.T. Jager

-
- 55 Drs. T.G. Vermeire
56 Dr.ir. C.W. Versluijs
57 Ir. E.S. Sóczó
58 Dr.ir. J.E.M. Beurskens
59 Ir. J. Kliet
60 Drs. M. van Bruggen
61-63 Auteurs
64 Bureau rapportenregistratie
65-66 Bibliotheek RIVM
67 Bibliotheek RIVM, depot LBG
68-120 Bureau rapportenbeheer

INHOUD

VERZENDLIJST	2
VOORWOORD	6
SAMENVATTING	7
SUMMARY	8
1. INLEIDING	9
1.1 Beleid	9
1.2 Blootstelling	9
2. BEREKENING BLOOTSTELLING VAN DE MENS AAN VERONTREINIGDE WATERBODEM	11
2.1 Blootstellingsmodel	11
2.2 Verdeling over de fasen	12
2.2.1 Waterbodem-oppervlaktewater	12
2.2.2 Oppervlaktewater-zwevend slib	13
2.3 Gehalte in contactmedia	14
2.3.1 Gehalte in vis	14
2.4 Directe blootstelling	19
2.4.1 Ingestie waterbodem	19
2.4.2 Ingestie oppervlaktewater	20
2.4.3 Ingestie zwevend slib	20
2.4.4 Dermale opname via waterbodem	21
2.4.5 Dermale opname via oppervlaktewater	21
2.5 Indirecte blootstelling	22
2.5.1 Consumptie van vis	22
2.6 Tijdfracties en tijdsduren	23
2.6.1 Ingestie waterbodem, oppervlaktewater en zwevend slib	23
2.6.2 Dermale opname via waterbodem en oppervlaktewater	23
2.7 Totale blootstelling	23
3. TOEPASSING VAN SEDISOIL	24
3.1 Onzekerheden	24
3.2 Meten versus rekenen	24
3.3 Blootstellingsscenario's	25
3.4 Bijdrage blootstellingsroutes	27

3.5	Toetsing	28
4.	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	31
4.1	Conclusies	31
4.2	Aanbevelingen	31
5.	LITERATUUR	33
	BIJLAGEN	36
	Bijlage A: Formularium blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems	36
	Bijlage B: Waarden voor parameters in relatie tot verdeling over de fasen	41
	Bijlage C: Waarden voor parameters in relatie tot blootstelling via ingestie waterbodems en oppervlaktewater	42
	Bijlage D: Waarden voor parameters in relatie tot blootstelling via dermale opname van contaminanten vanuit waterbodems en oppervlaktewater	43
	Bijlage E: Vergelijking van literatuurgegevens met betrekking tot de visconsumptie voor de gemiddelde consument en sportvisser	44
	Bijlage F: Vergelijking van literatuurgegevens met betrekking tot het vetpercentage van vis	45
	Bijlage G: Voorgestelde standaardwaarden voor tijdsfracties en tijdsduren met betrekking tot de blootstelling aan verontreinigde waterbodems	46
	Bijlage H: Procentuele bijdragen van de separate blootstellingsroutes aan de levenslang gemiddelde blootstelling	47

VOORWOORD

In 1991 werd CSOIL, een model waarmee de blootstelling aan verontreinigde *land*bodem kan worden berekend, gerapporteerd. Het model werd ontwikkeld ten behoeve van afleiding van de op potentiële risico's gebaseerde interventiewaarden. In het kader van bepaling van de saneringsurgentie, zoals opgenomen in de Wet bodembescherming, wordt CSOIL, in combinatie met metingen in de contact media, eveneens gebruikt voor een schatting van de actuele blootstelling ten gevolge van verontreinigde landbodem. Aangezien de urgentiebepaling tevens van belang is voor de waterbodem bestond behoefte aan een instrument om de actuele blootstelling te kunnen schatten ten gevolge van verontreinigde *water*bodems.

Op grond van de aanwezige expertise in relatie tot gedrag van stoffen in de waterbodem vond in 1994 overleg plaats met het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (RIZA). De auteurs danken de collega's van het RIZA Drs. C. van der Guchte en Drs. T. Bakker voor hun bijdrage aan de discussie en voor de toelevering van de bio-concentratiefactoren vis-oppervlaktewater voor metalen. Bovendien zijn de auteurs hun RIVM-collega Ing. H. Vissenberg erkentelijk voor het programmeren en testen van het SEDISOIL model en berekening van de bijdrage van de separate blootstellingsroutes.

SAMENVATTING

In analogie met het CSOIL model, waarmee de blootstelling aan verontreinigde landbodems geschat kan worden, is het blootstellingsmodel SEDISOIL ontwikkeld waarmee de blootstelling aan verontreinigde *waterbodems* kan worden gekwantificeerd. De volgende blootstellingsroutes zijn in het model opgenomen:

- ingestie van waterbodem en oppervlaktewater, inclusief zwevend slib;
- dermale opname via waterbodem en oppervlaktewater;
- consumptie van vis.

Een belangrijke rol speelt de verdeling van de contaminanten over de fasen, met name de verdeling tussen de waterbodem en het oppervlaktewater. De blootstelling aan metalen en aan overige anorganische stoffen wordt gedomineerd door blootstelling via visconsumptie, respectievelijk blootstelling via ingestie van oppervlaktewater en sediment. Voor de diverse organische contaminant-groepen spelen verschillende blootstellingsroutes een rol, met name dermale blootstelling oppervlaktewater en visconsumptie en voor sommige organische contaminanten tevens dermale opname via sediment en ingestie van oppervlaktewater.

Gezien de onzekerheden in de berekening dient in sommige gevallen, afhankelijk van de lokale situatie, de voorkeur gegeven te worden aan gemeten gehalten in de verschillende fasen en in de contactmedia, boven berekende gehalten. Dit geldt met name voor de volgende parameters:

- concentratie in oppervlaktewater;
- gehalte in vis.

Meting van het visgehalte, dat representatief is voor de lokatie, is echter moeilijk.

Er moet rekening worden gehouden, zeker indien geen meting in de verschillende fasen van de waterbodem en in de contactmedia plaatsvindt, met beperkte nauwkeurigheid van de berekende blootstelling.

Het model SEDISOIL kan worden gebruikt bij de bepaling van de saneringsurgentie van ernstig verontreinigde waterbodems. Er is een negental blootstellingsscenario's gedefinieerd, die zich onderscheiden met betrekking tot de frequentie van verblijf op de lokatie en de mate van visvangst. Blootstelling via één van de blootstellingsscenario's kan worden gebruikt om een eerste indicatie van de actuele blootstelling te verkrijgen. Voor een meer gedetailleerde schatting moeten echter relevante blootstellingsroutes worden geselecteerd en de lokatiespecifieke input-parameters worden bepaald.

SUMMARY

Analogous to the CSOIL model, enabling estimation of human exposure to contaminated soils, an exposure model called SEDISOIL has been developed to quantify human exposure to sediments. SEDISOIL has the following exposure routes incorporated:

- ingestion of sediment and surface water, including suspended matter;
- dermal uptake via sediment and surface water;
- fish consumption.

An important factor is the distribution of the contaminants over the phases, mainly the distribution between sediment and surface water. Exposure to metals and other inorganic contaminants is dominated by exposure due to fish consumption and ingestion of surface water and sediment, respectively. Exposure to organic contaminants is controlled by a combination of exposure routes, especially dermal exposure surface water, fish consumption and for some organic contaminants also dermal uptake via sediments and ingestion of surface water.

Since the calculations are characterised by limited accuracy and depending on the local situation, measurements in the different phases and in the contact media are in some cases preferable to calculated values. These measurements mainly concern the following parameters:

- concentration of surface water;
- content of fish.

Measuring the location representative fish content is, however, difficult.

Note that the calculated exposure is not very accurate, certainly when measurements in the different sediment phases and contact media have not been performed.

The SEDISOIL model can be used for determining the urgency of remediation of seriously polluted soils. Nine standard exposure scenarios, differing as to frequency of residence at the location and the amount of fishing, have been defined. Exposure calculated according to one of the standard scenarios can be used for a first indication of the actual exposure. For a more detailed location-specific exposure assessment, relevant exposure routes will have to be selected and location-specific input parameters determined.

1. INLEIDING

Sinds 1994 is voor de beoordeling van een verontreinigde land- en waterbodan hetzelfde toetsingskader van toepassing. Hierbij wordt voor de milieuhygiënische beoordeling van (water)bodemverontreiniging in de saneringsregeling van de Wet bodembescherming een drietal fasen doorlopen. Allereerst wordt gekeken of er sprake is van een ernstig geval van bodemverontreiniging, vervolgens wordt de vraag beantwoord of er sprake is van een urgent geval van sanering en op welk tijdstip met de sanering begonnen moet worden.

1.1 Beleid

Op basis van in protocollen beschreven onderzoek (*Min. van VROM, 1993a, Min. van VROM, 1993b*) wordt de verontreinigingssituatie van de waterbodan vastgesteld. Indien de gemiddelde concentratie in minimaal 25 m³ bodan de interventiewaarde voor grond of in minimaal 100 m³ poriëgevulde bodan de interventiewaarde voor grondwater overschrijdt, is er sprake van een zogenaamde *ernstige bodemverontreiniging*. In dit geval kan er sprake zijn van ernstige of dreigende vermindering van de functionele eigenschappen die de bodan heeft voor mens, plant of dier (*Min. van VROM, 1994a*). De interventiewaarden zijn afgeleid op basis van *potentiële* risico's voor mens en ecosysteem en zijn voor zowel de land- als de waterbodan van toepassing.

Als er sprake is van een geval van ernstige bodemverontreiniging, dient Gedeputeerde Staten te bepalen of er sprake is van een urgent of niet-urgent saneringsgeval (*Min. van VROM, 1994b*). De beslissing urgent/niet-urgent wordt genomen op basis van de *actuele* risico's, oftewel lokatiespecifieke risico's, die gezien het gebruik van de bodan optreden. De actuele risico's dienen voor zowel mens en ecosysteem, als ten gevolge van verspreiding te worden bepaald. Indien voor metalen in anaërobe waterbodan sprake is van een overschrijding van een interventiewaarde, terwijl de signaleringswaarde niet overschreden wordt, dan is het saneringsgeval automatisch niet-urgent.

1.2 Blootstelling

Met behulp van het CSOIL-model (*Van den Berg, 1991/1994/1995*), zoals het gebruikt is voor de afleiding van humaan toxicologische ernstige bodemverontreinigings-concentratie (HUM-TOX EBVC), wordt de levenslanggemiddelde blootstelling berekend aan bodemverontreiniging van de mens in een woonsituatie. Voor deze woonsituatie is een standaardscenario gedefinieerd, waarbij geen rekening wordt gehouden met de blootstelling aan verontreinigde waterbodan. Volgens *Van den Berg en Roels, 1991* draagt deze blootstelling slechts in geringe mate bij aan de totale potentiële blootstelling, zodat deze

niet beschouwd werd in de afleiding van de HUM-TOX EBVC. Een beter inzicht in potentiële risico's van waterbodemonverontreiniging is echter gewenst.

Voor de bepaling van de *actuele* risico's voor de mens wordt eveneens gebruik gemaakt van het door het RIVM ontwikkelde CSOIL-model, in combinatie met metingen in contactmedia (binnenlucht, voedingsgewassen). Voor de bepaling van de (bodemgebruiksafhankelijke) saneringsurgentie voor waterbodems is het eveneens van belang dat de actuele humane blootstelling aan een verontreinigde waterbodem berekend kan worden. Hiertoe is het in dit rapport beschreven model SEDISOIL ontwikkeld. In analogie met *Bockting et al. (1994)* is bovendien een aantal blootstellingsscenario's uitgewerkt voor blootstelling aan de waterbodem.

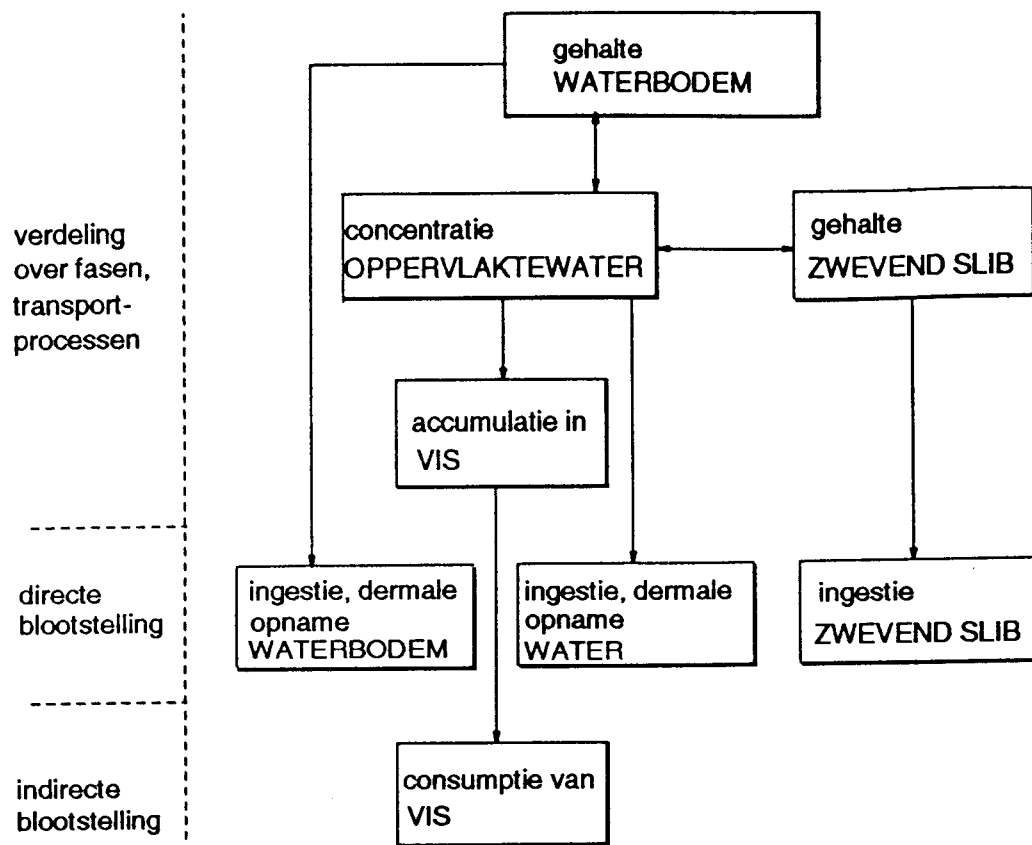
In het onderhavige rapport wordt het formularium voor de kwantificering van de humane blootstelling aan verontreinigde waterbodems beschreven. In hoofdstuk 2 worden het blootstellingsmodel SEDISOIL, de verschillende blootstellingsroutes, alsmede de gehanteerde parameters besproken. In hoofdstuk 3 staat de toepassing van het model voor de berekening van actuele risico's centraal, waarbij ingegaan wordt op onzekerheden, bijdrage van de blootstellingsroutes aan de totale blootstelling en de toetsing, mede in het kader van de methodiek ter bepaling van de urgentie van sanering. Tenslotte wordt in hoofdstuk 4 een aantal conclusies geresumeerd.

2. BEREKENING BLOOTSTELLING VAN DE MENS AAN VERONTREINIGDE WATERBODEM

2.1 Blootstellingsmodel

In analogie met het CSOIL-model ter berekening van de blootstelling via verontreinigde landbodems bestaat het model voor de berekening van blootstelling via de verontreinigde waterbodems, SEDISOIL, uit drie gedeelten:

- verdeling over de fasen;
- transfer van contaminanten naar de contactmedia;
- (directe en indirecte) blootstelling.



Figuur 1: Schematische weergave van blootstelling van de mens aan verontreinigde waterbodems, SEDISOIL.

Voor de blootstelling aan verontreinigde waterbodems kunnen de volgende blootstellingsroutes een rol spelen:

- ingestie van waterbodem en oppervlaktewater, inclusief zwevend slib;
- dermale opname via waterbodem en oppervlaktewater;
- consumptie van vis.

Deze blootstellingsroutes zijn schematisch weergegeven in Figuur 1.

Net als bij de blootstellingsroutes voor landbodems, zoals weergegeven in het CSOIL-formularium (*Van den Berg, 1919/1994/1995*), kunnen we hier spreken over potentiële blootstellingsroutes. Het al dan niet optreden van de in Figuur 1 weergegeven blootstellingsroutes hangt af van de gebruiksvorm op of rondom de lokatie (bijvoorbeeld recreatie, vissen).

In het vervolg van dit hoofdstuk worden de formules besproken waarmee de blootstelling van de mens via de genoemde blootstellingsroutes met behulp van SEDISOIL gekwantificeerd kan worden. In Bijlage A zijn de formules voor de blootstellingsberekening weergegeven. De waarden voor diverse modelparameters zijn opgenomen in Bijlagen B-G. De keuze van parameters is gebaseerd op waarden uit twee literatuurevaluaties (*BKH, 1991 en BMM, 1993*) en de waarden zoals gehanteerd in het CSOIL-formularium. In enkele gevallen werden pragmatische keuzes gemaakt op basis van expert-judgement.

De voorgestelde defaultwaarden, resulterend uit de Bijlagen B-G, zijn eveneens in Bijlage A opgenomen. Met het doel een meer nauwkeurige schatting van de blootstelling te verkrijgen zal echter in veel gevallen van de gegeven defaultwaarden afgeweken moeten worden.

2.2 Verdeling over de fasen

De concentraties in het oppervlaktewater en het zwevend slib kunnen vanuit het gehalte in de waterbodem worden berekend, indien aangenomen wordt dat er evenwicht heerst tussen de drie fasen (waterbodem, oppervlaktewater, zwevend slib). Het is echter onduidelijk in hoeverre in natuurlijke systemen sprake is van evenwichtssituaties. Bijvoorbeeld in situaties met stromend water zal niet in alle gevallen een evenwichtssituatie bestaan.

2.2.1 Waterbodem-oppervlaktewater

De berekening van de verdeling van de contaminant over de waterbodem en het oppervlaktewater gebeurt in SEDISOIL voor een groot deel op dezelfde wijze als voor de verdeling over de vaste fase van de bodem en het poriënwater in geval van de

landbodems, zoals beschreven in het CSOIL-formularium (*Van den Berg, 1991/1994/1995*). Dat wil zeggen dat er evenwicht verondersteld wordt tussen waterbodem en oppervlaktewater. Een belangrijk verschil is dat er in waterbodems geen sprake is van een luchtfase.

Bij het standaard bodemkundige onderzoek wordt het totaal gehalte van de waterbodem gemeten. De berekening van de concentratie van het oppervlaktewater vindt plaats op basis van een waterbodem-oppervlaktewater verdelingscoëfficiënt. Voor metalen wordt deze gelijkgesteld aan de verdelingscoëfficiënt bodem-poriënwater. Alhoewel dit op grond van de afwijkende samenstelling van een land- en waterbodem en het verschil in fysisch-chemisch milieu (redoxpotentiaal) discutabel is, is er op dit moment geen goed, op de waterbodem toegespitst, alternatief. Voor organische stoffen wordt de verdelingscoëfficiënt berekend als functie van de K_{oc} (verdelingscoëfficiënt op basis van het organische koolstofgehalte) en het organische koolstofgehalte van de waterbodem. Hierbij dient de voorkeur gegeven te worden aan gemeten waarden voor de K_{oc} . Indien geen gemeten K_{oc} 's bekend zijn, kan deze voor niet-hydrofobe contaminanten worden berekend uit de vergelijking van Karickhoff (*Karickhoff, 1981*): $K_{oc} = 0,411 \times K_{ow}$. Voor dissocierende contaminanten vindt, in analogie met CSOIL, correctie plaats voor de niet-gedissocieerde fractie.

Bij de berekening van de concentratie oppervlaktewater moet rekening gehouden worden met de wateroplosbaarheid: indien volgens de berekening de concentratie van het oppervlaktewater hoger is dan de wateroplosbaarheid, dan wordt de concentratie oppervlaktewater gelijk aan deze wateroplosbaarheid.

2.2.2 Oppervlaktewater-zwevend slib

Voor de contaminant in/aan zwevend slib wordt net als voor de contaminant in/aan de waterbodem verondersteld dat er een evenwicht met het oppervlaktewater bestaat. Echter, vanwege de in het algemeen hogere organische stofgehalte en de kleinere korrelgrootte van zwevend slib wordt een hogere verdelingscoëfficiënt verondersteld.

In analogie met (*DBW/RIZA, 1989*) wordt voor de metalen uitgegaan van een 1,5 maal hogere verdelingscoëfficiënt zwevend slib-oppervlaktewater als voor de verdelingscoëfficiënt vaste fase bodem- poriënwater. De hogere verdelingscoëfficiënt voor organische stoffen wordt verdisconteerd doordat deze een functie is van het (hogere) organische koolstofgehalte van het zwevend slib. Aangezien er geen verdunning ten gevolge van menging met schoon, of minder gecontamineerd water beschouwd wordt, wordt de concentratie van het oppervlaktewater in feite gelijk gesteld aan de concentratie in het poriënwater van het zwevend slib.

In Bijlage A-1 zijn de betreffende formules voor de berekening van de verdeling over de fasen gegeven.

In Bijlage B zijn de veronderstelde waarden voor de parameters opgenomen die betrekking hebben op de fysisch-chemische karakterisering van de waterbodem en zwevend slib. Hierbij is verondersteld dat de volumieke massa, het poriëngehalte en de fractie organisch koolstof van de waterbodem niet veel verschillen van de waarden voor de landbodems. Er zijn waarden verondersteld van 0,058 voor de fractie organisch koolstof (oftewel een organische stofgehalte van 10%) en 0,4 voor het (watergevuld) poriëngehalte. Voor de volumieke massa van de waterbodem is uitgegaan van 1,3 kg/l. De zuurgraad van de waterbodem (8) is ontleend aan (*DBW/RIZA, 1989*).

De dichtheid en de volumefractie water van het zwevend slib worden gelijk verondersteld aan de waarden voor de waterbodem. De standaardwaarde voor de fractie organische koolstof in zwevend slib is tweemaal hoger dan die van de waterbodem, 0,116, oftewel een organisch stofgehalte van 20%.

2.3 Gehalte in contactmedia

2.3.1 Gehalte in vis

De gehalten van contaminanten in vis kunnen worden berekend vanuit de concentratie in oppervlaktewater, met behulp van contaminant-specifieke bioconcentratiefactoren (BCF_{fi} : gehalte vis t.o.v. concentratie in oppervlaktewater).

Wat betreft de waarden van de BCF_{fi} 's voor metalen wordt in principe uitgegaan van experimentele gegevens, zie Tabel 1. De waarden zijn gebaseerd op een aantal afgeronde en lopende onderzoeken *RIZA (mondelinge mededeling)*.

Voor anorganische contaminanten zijn altijd experimentele BCF_{fi} 's nodig, omdat voor deze stoffen geen betrouwbare methodes voor het schatten van BCF_{fi} 's beschikbaar zijn. Voor die anorganische stoffen waarvoor geen BCF_{fi} 's beschikbaar zijn kan via deze procedure geen gehalte in vis slechts worden berekend.

Voor de organische verbindingen wordt, indien er geen experimentele gegevens beschikbaar zijn, gebruik gemaakt van empirische relaties (*Mackay, 1982*). Deze relaties maken het mogelijk de BCF_{fi} te schatten op grond van de octanol-water verdelingscoëfficiënt (Kow) van de contaminant.

Tabel 1: Bioconcentratiefactoren vis-oppevlaktewater (BCF_{fi}) voor metalen, op drooggewichtbasis, volgens *RIZA, mondelinge mededeling*)

Metaal	BCF_{fi} (l/kg _{dw})
arseen	50
cadmium	100
chroom	200
koper	1000
kwik	1000
lood	5000
nikkel	200
zink	10000

Er zijn veel studies over de schatting van BCF_{fi} 's voor organische contaminanten gerapporteerd. De methodes die de BCF_{fi} schatten op basis van de K_{ow} worden in een breed kader gebruikt en zijn in het algemeen het meest betrouwbaar (*Esser, 1986*). Door *Esser (1986)* werd een overzicht gegeven over gevonden relaties tussen de BCF_{fi} en de K_{ow} (Tabel 2). Omdat de methodes zijn gebaseerd op een aantal aannames, zoals een constante concentratie in oppervlaktewater en het instellen van een evenwichtssituatie tussen het oppervlaktewater en de vis, moeten de berekende waarden van de gehalten in vis worden beschouwd als een indicatie van daadwerkelijke gehalten.

Voor anorganische contaminanten zijn altijd experimentele BCF_{fi} 's nodig, omdat voor deze stoffen geen betrouwbare methodes voor het schatten van BCF_{fi} 's beschikbaar zijn. Voor die anorganische stoffen waarvoor geen BCF_{fi} 's beschikbaar zijn kan via deze procedure geen gehalte in vis slechts worden berekend.

Voor de organische verbindingen wordt, indien er geen experimentele gegevens beschikbaar zijn, gebruik gemaakt van empirische relaties (*Mackay, 1982*). Deze relaties maken het mogelijk de BCF_{fi} te schatten op grond van de octanol-water verdelingscoëfficiënt (K_{ow}) van de contaminant.

Er zijn veel studies over de schatting van BCF_{fi} 's voor organische contaminanten gerapporteerd. De methodes die de BCF_{fi} schatten op basis van de K_{ow} worden in een breed kader gebruikt en zijn in het algemeen het meest betrouwbaar (*Esser, 1986*). Door *Esser (1986)* werd een overzicht gegeven over gevonden relaties tussen de BCF_{fi} en de

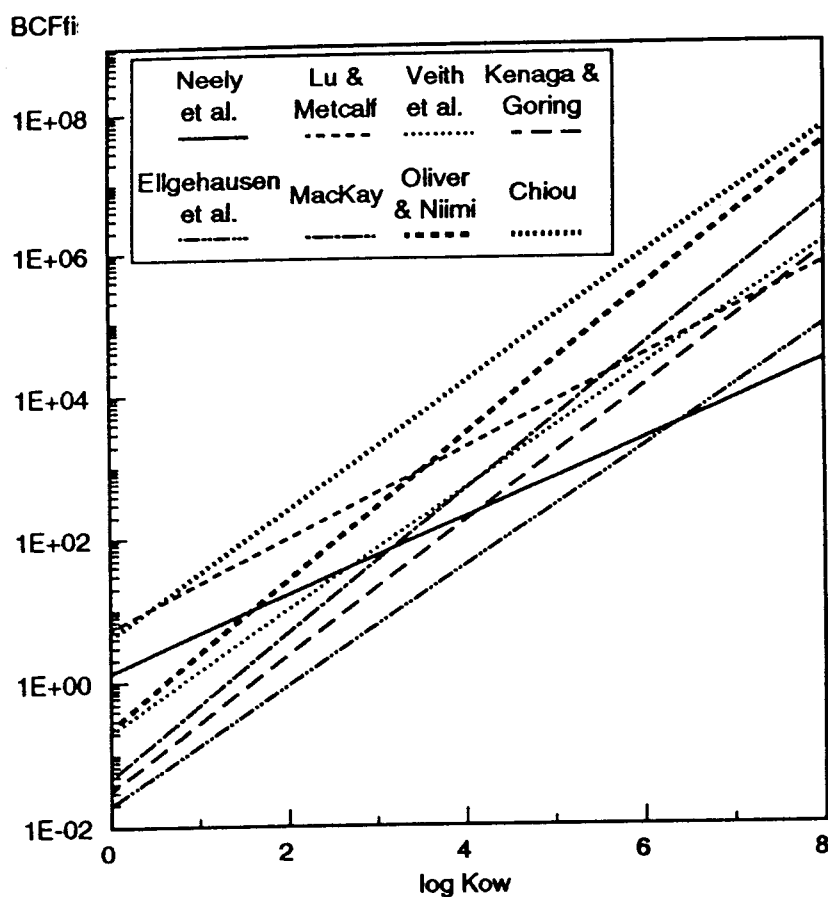
K_{ow} (Tabel 2). Omdat de methodes zijn gebaseerd op een aantal aannames, zoals een constante concentratie in oppervlaktewater en het instellen van een evenwichtssituatie tussen het oppervlaktewater en de vis, moeten de berekende waarden van de gehalten in vis worden beschouwd als een indicatie van daadwerkelijke gehalten.

Tabel 2 Regressievergelijkingen tussen de bioconcentratiefactor voor vis-oppervlaktewater, BCF_{fi} [(mg/kg_{fat})/(mg/l)] en de octanol-water partiticoëfficiënt K_{ow} [-].

log BCF_{fi} = A log K_{ow} + B				
A	B	r^2	n	Bron
0,542	0,124	0,899	8	<i>Neely et al. (1974)</i>
0,634	0,729	0,62	11	<i>Lu and Metcalf (1975)</i>
0,85	-0,70	0,897	55	<i>Veith et al. (1979)</i>
0,953	-1,495	0,76	26	<i>Kenaga and Goring (1980)</i>
0,83	-1,71	0,97	8	<i>Ellgehausen et al. (1980)</i>
1,0	-1,32	0,95	44	<i>Mackay (1982)</i>
1,022	-0,632	0,986	11	<i>Oliver and Niimi (1983)</i>
0,893	0,607	0,904	18	<i>Chiou (1985)</i>

De regressievergelijkingen uit Tabel 2 zijn in Figuur 2 grafisch weergegeven (log-log-schaal).

Uit de figuur blijkt dat de vergelijkingen tot aanzienlijke verschillen in de voorspelde BCF_{fi} 's kunnen leiden. Maximaal bedragen de verschillen ongeveer een factor 200. In deze studie wordt aanbevolen de regressievergelijking van *Mackay (1982)* te hanteren. Deze vergelijking is gebaseerd op een relatief groot aantal experimentele gegevens voor contaminanten uit verschillende chemische groepen met een log K_{ow} variërend van ongeveer 1 - 6. In Figuur 2 is te zien dat deze vergelijking ongeveer overeenkomt met het gemiddelde van alle vergelijkingen. Bovendien sluit de keuze voor de vergelijking van Mackay aan bij het USES 1.0 (Uniform System for Evaluation of Substances) formularium (*Jager en Visser, 1994*).



Figuur 2: Relaties tussen de bioconcentratiefactor vis-oppervlaktewater $[(\text{mg}/\text{kg}_{\text{fw}})/(\text{mg}/\text{l})]$ en de octanol-water verdelingscoëfficiënt [-]

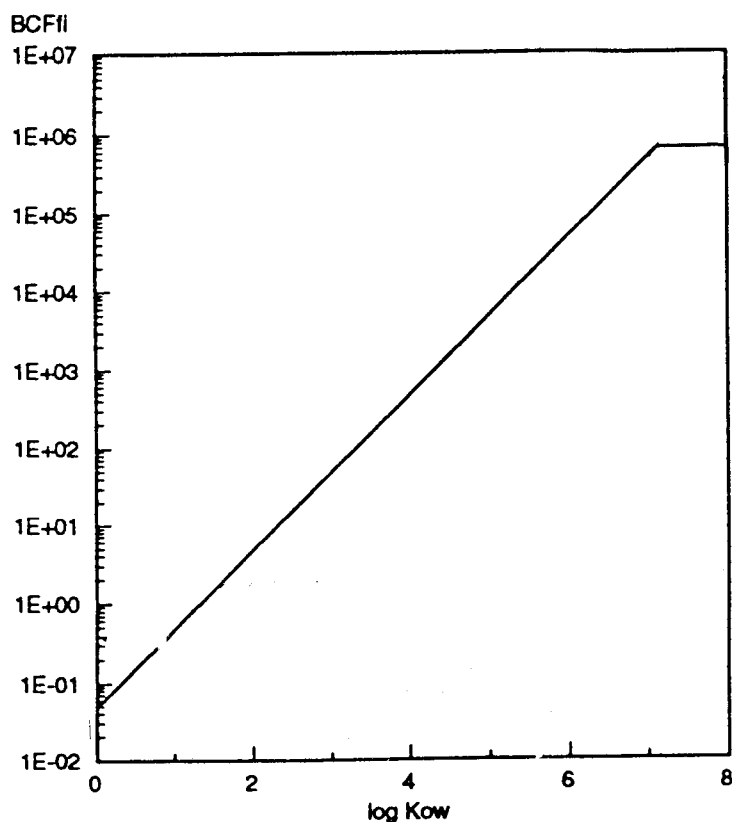
De vergelijking van Mackay kan niet gebruikt worden voor contaminanten met extreem hoge K_{ow} 's. In analogie met USES wordt de BCF_{fi} voor contaminanten met een $\log K_{\text{ow}}$ groter dan 6 (bijvoorbeeld PCB's en dioxines) verondersteld niet verder toe te nemen bij hogere K_{ow} (Figuur 3).

Voor de berekening van de blootstelling wordt om praktische redenen uitgegaan van het contaminant-gehalte in vis op versgewicht-basis. Aangezien de BCF_{fi} 's gegeven zijn op drooggewicht-basis dienen deze omgerekend te worden naar versgewicht-basis. Bij deze berekening wordt uitgegaan van een gewichtfractie vis van $0,1 \text{ kg}_{\text{dw}}/\text{kg}_{\text{fw}}$ (RIZA, *mondelinge mededeling*).

Op grond van de evaluatie van onder andere de berekening van de gehalten in vis, zoals gehanteerd in USES, in de 'technical guidance documents' van de EG (EG, 1995), zijn in de toekomst een tweetal aanpassingen te overwegen:

- Gebruik van de vergelijking van *Veith et al. (1979)* ter berekening van de BCF_{fi} . In het bereik tot een $\log K_{ow}$ van 6. Uit Figuur 2 blijkt dat deze vergelijking niet in aanzienlijke verschillen met de BCF_{fi} 's via de vergelijking van Mackay resulteert.
- Vervangen van het de constante BCF_{fi} in het traject van $\log K_{ow}$ 6-8 door een polynoom, zoals bijvoorbeeld gegeven door *Connel and Hawker (1988)*, waarbij de BCF_{fi} afneemt met toenemende K_{ow} . Deze optie is gebaseerd op een algemene overschatting van berekende BCF_{fi} 's in dit K_{ow} -bereik, ten gevolge van experimentele onzekerheden en onzekerheden in de berekeningsmethode.

Beide aanpassingen worden beschouwd bij de verdere ontwikkeling van nieuwere versies van USES.



Figuur 3: De in deze studie aanbevolen relatie tussen de bioconcentratiefactor vis-oppeervlaktewater $[(\text{mg}/\text{kg}_{fw})/(\text{mg}/\text{l})]$ en de octanol-water verdelingscoëfficiënt [-]

De berekening van het gehalte van de contaminant in de vis verloopt in twee stappen:

- bepaling van de concentratie in het oppervlaktewater op basis van de evenwichtsberekening tussen waterbodems en oppervlaktewater (Hfdst. 2.2.1);
- berekening van het gehalte in de vis op basis van de BCF_{vis} en het vetgehalte.

In Bijlage A-2 zijn de formules voor de berekening van het gehalte in vis gegeven.

2.4 Directe blootstelling

2.4.1 Ingestie waterbodems

In het CSOIL-formularium voor landbodems wordt rekening gehouden met de blootstelling via de ingestie van grond. Ingestie van deze (land)bodem vindt plaats door hand-mond contact (directe consumptie van grond door kinderen, aflikken van vingers en handen bij kinderen en volwassenen). Indien blootstelling op de oever tot blootstelling via waterbodems gerekend wordt, dient deze blootstellingsroute ook bij verontreinigde waterbodems in SEDISOIL te worden beschouwd. Hierbij kan gedacht worden aan de ingestie van grond door op de oever spelende kinderen en bij volwassenen aan de inname bij recreatie.

In Bijlage A-3 is het formularium voor de berekening van de blootstelling via ingestie van waterbodems gegeven. Het formularium is analoog aan dat voor de landbodem: blootstelling wordt evenredig geacht met de hoeveelheid ingestie van waterbodems en het gehalte in deze waterbodems. Dit wil zeggen dat er vanuit gegaan wordt, eveneens in analogie met de landbodem, dat de gehele hoeveelheid contaminant die via ingestie in het lichaam komt, opgenomen wordt, oftewel dat de opname gelijk is aan de inname (relatieve absorptiefactor =1). Alhoewel bekend is dat voor sommige contaminanten de daadwerkelijke opname geringer zal zijn dan 100% van de ingenomen hoeveelheid, ontbreekt op dit moment de mogelijkheid om de relatieve absorptiefactor voor een breed scala aan contaminanten te kwantificeren.

In Bijlage C zijn waarden uit de literatuur voor de veronderstelde hoeveelheid ingestie waterbodems weergegeven. Voor kinderen is van een hogere ingestiehoeveelheid uitgegaan dan voor landbodems, omdat er bij recreatie sprake zal zijn van een directer contact met grond en (vochtig) sediment goed aan handen en contactoppervlakken blijft kleven. Voor kinderen wordt een ingestiehoeveelheid van 1 g per gebeurtenis aangehouden (landbodems 0,42 g). Voor volwassenen ontbreken literatuurgegevens over de hoeveelheid ingestie van waterbodems. Om deze reden is verondersteld dat de hoeveelheid groningestie bij recreatie niet wezenlijk afwijkt van de hoeveelheid groningestie in geval van tuinwerkzaamheden, zoals gehanteerd bij blootstelling aan de landbodem. Om deze reden is voor volwassenen

van dezelfde hoeveelheid ingestie grond per gebeurtenis uitgegaan als voor landbodems (0,35 g per gebeurtenis).

Het aantal gebeurtenissen per jaar wordt in Hfdst. 2.6 (Tijdsfracties en tijdsduren) behandeld.

2.4.2 Ingestie oppervlaktewater

De ingestie van oppervlaktewater kan, meestal onbedoeld, optreden tijdens het zwemmen in oppervlaktewater. In Bijlage A-4 is het formularium voor de berekening van de blootstelling via ingestie van oppervlaktewater gegeven. Het concept van het formularium is analoog aan het concept van het formularium voor de blootstelling via ingestie van waterbodem.

Een centrale parameter in relatie tot de blootstelling via ingestie van oppervlaktewater is de hoeveelheid oppervlaktewater-ingestie. Globale schattingen voor deze parameter lopen uiteen van 50 tot 100 ml water per zwempartij, zoals eveneens weergegeven in Bijlage C. In deze studie wordt voor de defaultwaarde uitgegaan van een hoeveelheid ingestie oppervlaktewater van 50 ml per gebeurtenis.

Het aantal gebeurtenissen per jaar wordt in Hfdst. 2.6 (Tijdsfracties en tijdsduren) behandeld.

2.4.3 Ingestie zwevend slib

De ingestie van zwevend slib treedt gelijktijdig op met de ingestie van oppervlaktewater, doordat in het oppervlaktewater gesuspendeerde deeltjes voorkomen. Om deze reden zal blootstelling via ingestie van oppervlaktewater en ingestie van zwevend slib altijd gelijktijdig plaatsvinden. De kwantificering van deze route is gebaseerd op de hoeveelheid ingestie van oppervlaktewater, het zwevend slib-gehalte van het oppervlaktewater en het gehalte van de contaminant in/aan het zwevend slib. Het formularium voor de berekening van de blootstelling via ingestie van zwevend slib is gegeven in Bijlage A-5.

De waarden voor de relevante parameters zijn eveneens weergegeven in Bijlage C. Er wordt uitgegaan van een zwevend slibgehalte in oppervlaktewater van 30 mg/l. Het aantal gebeurtenissen per jaar wordt in Hfdst. 2.6 (Tijdsfracties en tijdsduren) behandeld.

2.4.4 Dermale opname via waterbodem

Door contact van de huid met organische contaminanten verontreinigde waterbodem kan opname van de verontreiniging plaatsvinden. Dit contact zal vooral optreden bij recreatie aan de oevers van wateren. Het formularium voor deze blootstellingsroute is gelijk aan die in het CSOIL-formularium voor landbodems (*Van den Berg, 1991/1994/1995*) en is gegeven in Bijlage A-6. Voor anorganische contaminanten wordt in navolging van het CSOIL-formularium geen dermale blootstelling verondersteld.

Bij de kwantificering van de blootstelling ten gevolge van dermale opname via waterbodem is van dezelfde humane karakteristieken uitgegaan als in geval van de landbodem. De literatuurwaarden voor de benodigde parameters voor deze blootstellingsroute zijn opgenomen in Bijlage D.

Het aantal gebeurtenissen per jaar en de verblijftijd per gebeurtenis wordt in Hfdst. 2.6 (Tijdsfracties en tijdsduren) behandeld.

2.4.5 Dermale opname via oppervlaktewater

Dermaal contact met het oppervlaktewater treedt op tijdens zwemmen. Organische contaminanten in het oppervlaktewater kunnen dermaal worden opgenomen. Er zijn tevens aanwijzingen dat onder specifieke omstandigheden opname van lipofiele contaminanten ten gevolge van occlusie door een surfpak op kan treden (*Van de Weerd en Jongeneelen, 1991*). Aangezien op dit moment echter de mogelijkheid ontbreekt deze vorm van dermale blootstelling van surfers te kwantificeren is deze buiten beschouwing gebleven. In het CSOIL-formularium voor landbodems wordt dermale opname vanuit water tijdens het douchen en baden beschouwd. Deze dermale opname vindt plaats nadat contaminanten via permeatie van leidingen in het drinkwater zijn beland. Voor de dermale opname via oppervlaktewater wordt uitgegaan van de concentratie in het oppervlaktewater. Het formularium voor de waterbodems is analoog aan het CSOIL-formularium voor deze route en is gegeven in Bijlage A-7.

Aangenomen wordt dat tijdens het zwemmen het hele lichaam aan de waterfase wordt blootgesteld. Bij de kwantificering van de blootstelling ten gevolge van dermale opname via oppervlaktewater is eveneens van dezelfde humane karakteristieken uitgegaan als in geval van de landbodem bij de dermale blootstelling via douchen. De literatuurwaarden voor de benodigde parameters voor deze blootstellingsroute zijn opgenomen in Bijlage D. Het aantal gebeurtenissen per jaar en de verblijftijd per gebeurtenis wordt in Hfdst. 2.6 (Tijdsfracties en tijdsduren) behandeld.

2.5 Indirecte blootstelling

2.5.1 Consumptie van vis

Het concept van de beschrijving van de blootstelling via de consumptie van vis, zoals gegeven in Bijlage A-8, is analoog aan het concept van de blootstelling via ingestie van waterbodem. Dat wil zeggen dat de blootstelling evenredig is met de hoeveelheid visconsumptie (in analogie met de hoeveelheid grondopname in geval van blootstelling via ingestie) en het gehalte van de contaminant in de vis. Ook bij de berekening van de blootstelling via visconsumptie wordt de relatieve absorptiefactor op 1 gesteld, oftewel wordt aangenomen dat de gehele hoeveelheid contaminant die via ingestie in het lichaam komt, opgenomen wordt (de opname is gelijk aan de inname).

Een belangrijke parameter voor deze blootstellingroute is de hoeveelheid visconsumptie. De visconsumptie is in enkele onderzoeken, zowel voor de gemiddelde Nederlandse consument (*WVC, 1988 en 1993* en *Heijna-Merkus, 1993*) als voor de sportvisser (onder andere *Alberdingh, 1991* en *Potting, 1989*) bestudeerd. In Bijlage E is een overzicht gegeven van de verschillende literatuurgevens met betrekking tot visconsumptie. Uit onderzoek van *Potting (1989)* naar de visconsumptie door sportvissers blijkt dat sportvissers vaker dan gemiddeld vis eten. Hierbij consumeren ze dezelfde soorten die gewoonlijk in Nederland worden gegeten. Van de vissers (binnenwater) geeft 54% aan vis uit eigen vangst te consumeren. Sportvissers die in binnenwater op snoekbaars, aal/paling, forel en bot vissen, doen dit vooral met het doel de vangst zelf te consumeren. Uit onderzoek van *Fiore (1989)* blijkt dat de visconsumptie van de gemiddelde Amerikaanse sportvisser voor ongeveer de helft bestaat uit zelf gevangen vis.

Wat betreft de visconsumptie worden twee typen wateren onderscheiden:

- viswater, waarbij uitgegaan wordt de visconsumptie van de gemiddelde sportvisser: 55 g_{fw} /dag voor volwassenen en 15 g_{fw} /dag voor kinderen;
- wateren die niet specifiek als viswater te betitelen zijn, doch waar de mogelijkheid van visvangst bestaat, waarbij uitgegaan wordt van de visconsumptie van de gemiddelde Nederlander: 11 mg_{fw} /dag voor volwassenen en 3 mg_{fw} /dag voor kinderen.

Hierbij wordt ervan uitgegaan dat de sportvisser 5 maal meer vis eet dan de gemiddelde Nederlander (*Heijna-Merkus, 1993*). Bovendien wordt verondersteld dat voor sportvissers de helft van de totale geconsumeerde hoeveelheid bestaat uit zelf gevangen vis, afkomstig van de verontreinigde lokatie. Voor de gemiddelde Nederlander wordt uitgegaan van 10% bijdrage van de eigen vangst aan de totale visconsumptie.

Een vergelijking van verschillende literatuurgevens met betrekking tot het vetpercentage van vis is in Bijlage F opgenomen. Voor het vetgehalte die belangrijk is voor het bepalen van het totaalgehalte in de vis wordt uitgegaan van 5%. Deze waarde wordt genoemd door *Mackay (1988)* en wordt in een aantal vissoorten gemeten.

2.6 Tijdfracties en tijdsduren

2.6.1 Ingestie waterbodem, oppervlaktewater en zwevend slib

Voor lokaties die bestemd zijn als zwemwater wordt in de standaard situatie, in analogie met *BKH, 1991*, uitgegaan van 30 gebeurtenissen (recreatie, inclusief zwemmen) per jaar (jaargemiddelde tijdfractie 0,082). Voor water dat niet specifiek is bedoeld om te zwemmen, maar waar toch af en toe gezwommen wordt (bijvoorbeeld jachthavens, water in de buurt van woonwijken, etc.) wordt standaard uitgegaan van een frequentie van 10 gebeurtenissen per jaar (jaargemiddelde tijdfractie 0,027). Voor water waar waarschijnlijk nooit (of vrijwel nooit) gezwommen zal worden (kanalen, grote havens) wordt, behalve via de eventuele consumptie van vis, geen directe of indirecte blootstelling vanuit de waterbodem verondersteld (jaargemiddelde tijdfractie voor blootstelling = 0).

2.6.2 Dermale opname via waterbodem en oppervlaktewater

Voor de tijdsduur voor dermale opname via waterbodem per gebeurtenis wordt 8 uur per gebeurtenis aangehouden. Voor dermale opname via oppervlaktewater (voornamelijk tijdens het zwemmen en spelen aan de oever) wordt uitgegaan van een tijdsduur van 2 uur per gebeurtenis voor kinderen en een tijdsduur van 1 uur per gebeurtenis voor volwassenen.

In Bijlage G zijn tijdfracties en tijdsduren weergegeven die voor alle blootstellingsroutes, met uitzondering van de blootstelling via de consumptie van vis, een rol spelen.

2.7 Totale blootstelling

De totale blootstelling wordt voor volwassenen en kinderen berekend door blootstelling via de verschillende routes op te tellen. In analogie met de verontreinigde landbodems wordt de levenslanggemiddelde blootstelling aan waterbodems bepaald door berekening van het gewogen gemiddelde van de blootstelling als kind (periode van 6 jaar) en volwassene (periode van 64 jaar). Het formularium is gegeven in Bijlage A-9.

3. TOEPASSING VAN SEDISOIL

Het model SEDISOIL kan worden gebruikt om een indicatie te verkrijgen van de lokatiespecifieke blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodems. Een concrete toepassing is de bepaling van de urgentie van waterbodemsanering. De in deze rapportage beschreven formules zijn opgenomen in de handleiding voor de bepaling van de saneringsurgentie (*Min. van VROM, 1995*) en in het computerprogramma SaneringsUrgentie Systematiek (SUS, Min. van VROM/DGM; Van Hall Instituut).

3.1 Onzekerheden

De bepaling van het actuele risico geschiedt op basis van het totaalgehalte in de waterbodems. Op grond van de complexiteit van de verdeling over de verschillende fasen van de waterbodems kent de berekening van de concentratie in oppervlaktewater en het gehalte in zwevend slib een beperkte nauwkeurigheid. In de berekeningen wordt bijvoorbeeld geen rekening gehouden met verdunning met schoon oppervlaktewater of slib van andere, niet verontreinigde lokaties. Naast de interacterende fysisch-chemische processen die een rol spelen bij de verdeling over de fasen is bovendien de aanname van evenwicht tussen de fasen twijfelachtig, op grond van de stroming van oppervlaktewater. Nog moeilijker is de berekening van het gehalte in het contactmedium vis. De berekening gebaseerd op een gemiddelde BCF_f (anorganische contaminanten) of op de regressie-vergelijking van Mackay en het vetgehalte van de vis (organische contaminanten) is zeer onzeker.

3.2 Meten versus rekenen

Gezien de onzekerheden in de berekening geldt als algemene regel dat in principe de voorkeur gegeven dient te worden aan gemeten gehalten in de verschillende fasen en in de contactmedia boven berekende gehalten. Resumerend geldt dit voor de volgende parameters:

- concentratie in oppervlaktewater;
- gehalte in vis.

Meting van gehalten in vis is echter ook moeilijk. Bijvoorbeeld is het in veel gevallen onzeker of ter plaatse gevangen vis gedurende langere tijd op deze lokatie geleefd heeft en daadwerkelijk blootgesteld is aan de te onderzoeken waterbodems. Aangezien de blootstelling via ingestie van zwevend slib gering blijkt te zijn (zie Hfdst. 3.4) is meting van de concentratie in zwevend slib niet altijd noodzakelijk.

Het uitvoeren van een berekening, meting of een combinatie van beide is altijd afhankelijk van de lokale situatie. Situaties waarin, naast berekening, gebruik gemaakt zou moeten worden van metingen in contactmedia kunnen zijn:

- zeer grote afwijking van "standaardomstandigheden" (snel stromend water, extreem veel visvangst);
- een groot geval van ernstige bodemverontreiniging op een gevoelige lokatie (intensief gebruikt recreatiegebied);
- een berekende actuele blootstelling die niet evident verwaarloosbaar is (dat wil zeggen niet zonder meer "gering risico" betekent) én niet evident vele malen groter is dan het Maximaal Toelaatbaar Risico (dat wil zeggen niet zonder meer "groot risico" betekent).

3.3 Blootstellingsscenario's

In analogie met *Bockting et al. (1994)* voor de landbodems, is een aantal scenario's uitgewerkt voor blootstelling aan de waterbodem. Van deze scenario's kan hooguit gebruik worden gemaakt als eerste screening: voor een meer nauwkeurige schatting van de blootstelling aan verontreinigde waterbodem zullen meer lokatiespecifieke parameters moeten worden gebruikt. Dit kunnen zowel gemeten gehalten in de contactmedia en waterbodemfasen zijn, als ook lokatiespecifieke input-parameters.

De volgende negen blootstellingsscenario's zijn gedefinieerd, met als variabelen het type oppervlaktewater en de waarschijnlijkheid van voorkomen van visvangst:

1. Water bedoeld als zwemwater, inclusief visvangst.
 2. Water bedoeld als zwemwater, inclusief de mogelijkheid van visvangst.
 3. Water bedoeld als zwemwater, waarbij visvangst onwaarschijnlijk is.
- Een voorbeeld van scenario 1-3 kan zijn: meren voor recreatiedoeleinden, met visvangst, de mogelijkheid van visvangst of zonder visvangst.
4. Water niet bedoeld als zwemwater, maar waar toch regelmatig gezwommen wordt, inclusief visvangst.
 5. Water niet bedoeld als zwemwater, maar waar toch regelmatig gezwommen wordt, inclusief de mogelijkheid van visvangst.
 6. Water niet bedoeld als zwemwater, maar waar toch regelmatig gezwommen wordt, waarbij visvangst onwaarschijnlijk is.

Voorbeelden van scenario 3-6 kunnen zijn: meren niet bedoeld, maar in principe wel geschikt voor recreatiedoeleinden, jachthavens, water in de buurt van woonwijken, met visvangst, de mogelijkheid van visvangst of zonder visvangst.

7. Water waar in principe niet gezwommen wordt, maar met visvangst.
8. Water waar in principe niet gezwommen wordt, maar met de mogelijkheid van visvangst.
9. Water waar in principe niet gezwommen wordt, waarbij visvangst onwaarschijnlijk is.

Voorbeelden van scenario 7-9 kunnen zijn: grotere kanalen, industriële havens, met visvangst, de mogelijkheid van visvangst of zonder visvangst.

De karakteristieken voor de blootstellingsscenario's zijn weergegeven in Tabel 3.

Tabel 3: Karakteristieken voor de blootstellingsscenario's 1 t/m 9.

SCENARIO	TIJDFRACTIE (aantal gebeurtenissen per jaar)	VISCONSUMPTIE (g _{fw} /dag) en BIJDRAGE AAN TOTALE VISCONSUMPTIE
Blootstellingsscenario 1	0,082 (30/365)	55 (volwassenen)/ 15 (kind) 50%
Blootstellingsscenario 2	0,082 (30/365)	11 (volwassenen)/ 3 (kind) 10%
Blootstellingsscenario 3	0,082 (30/365)	0
Blootstellingsscenario 4	0,027 (10/365)	55 (volwassenen)/ 15 (kind) 50%
Blootstellingsscenario 5	0,027 (10/365)	11 (volwassenen)/ 3 (kind) 10%
Blootstellingsscenario 6	0,027 (10/365)	0
Blootstellingsscenario 7	0	55 (volwassenen)/ 15 (kind) 50%
Blootstellingsscenario 8	0	11 (volwassenen)/ 3 (kind) 10%
Blootstellingsscenario 9	0	0

Blootstellingsscenario 1 kan, op grond van het hoge aantal gebeurtenissen per jaar waarbij contact met waterbodemplaat kan vinden, de hoge visconsumptie en de grote bijdrage van de visconsumptie uit eigen vangst aan de totale visconsumptie, als een worst-case scenario worden beschouwd. Het is moeilijk een standaardscenario voor de waterbodemplaat te definiëren voor de berekening van de potentiële blootstelling, analoog aan het standaardscenario 'wonen met tuin' bij de landbodemplaat. Wellicht voldoet blootstellingsscenario 5 nog het meest aan de criteria welke gesteld moeten worden aan

een blootstellingsscenario (veel voorkomende situatie in Nederland, alle blootstellingsroutes operationeel). De gegeven blootstellingsscenario's dienen in eerste instantie om een indicatie te verkrijgen van de *actuele* blootstelling.

3.4 Bijdrage blootstellingsroutes

De bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes aan de totale levenslang gemiddelde blootstelling is sterk afhankelijk van de beschouwde contaminant en van het beschouwde scenario. Als voorbeeld voor de bijdrage van de verschillende blootstellingsroutes zijn blootstellingsscenario's 5 en 1 beschouwd. In bijlage H zijn de procentuele bijdragen van de verschillende blootstellingsroutes aan de levenslanggemiddelde blootstelling voor beide scenario's weergegeven, voor de beschouwde contaminanten opgenomen in de Leidraad bodembescherming en in de voorstellen voor de 2e en 3e tranche interventiewaarden. Hierbij is uitgegaan van een gehalte in de waterbodem gelijk aan de HUM-TOX EBVC.

Uit de bijlage H1, waarin de procentuele bijdragen van de totale, levenslanggemiddelde blootstelling weergegeven is voor blootstellingsscenario 5 (10 gebeurtenissen per jaar; gedrag met betrekking tot vangst en consumptie van vis van de gemiddelde Nederlander), is het volgende te concluderen:

- De totale, levenslanggemiddelde blootstelling aan metalen wordt gedomineerd door de blootstelling via de consumptie van vis. Met uitzondering van de blootstelling aan arseen en chroom(III), waarbij blootstelling voornamelijk bepaald wordt door blootstelling via ingestie van sediment, wordt de totale blootstelling aan de metalen voor tenminste 60% en meestal meer dan 80% door blootstelling via visconsumptie bepaald.
- De totale, levenslanggemiddelde blootstelling aan overige anorganische contaminanten wordt gedomineerd door blootstelling via ingestie van oppervlaktewater of ingestie van waterbodem.
- Voor de totale, levenslanggemiddelde blootstelling aan organische stoffen spelen bijna alle blootstellingsroutes, afgezien van ingestie van zwevend slib (verwaarloosbare blootstelling) en ingestie waterbodem (in alle gevallen bijdrage minder dan 11%) een belangrijke rol. Afhankelijk van de betreffende organische contaminant spelen de volgende blootstellingsroutes, in afnemende volgorde van betekenis, een rol:
 - dermale opname via oppervlaktewater (aromaten, alifatische koolwaterstoffen, de meeste chloorfenolen, de meeste overige contaminanten);
 - consumptie van vis (PCBs, de meeste pesticiden, tributyltin oxide, ftalaten, sommige PAK's, sommige chloorbenzenen en -fenolen);
 - dermale opname via waterbodem: (de meeste PAKs, maneb en DDT, sommige overige contaminanten).
 - ingestie van oppervlaktewater (sommige overige contaminanten);

3.5 Toetsing

Toetsing kan plaatsvinden door de totale levenslanggemiddelde blootstelling te vergelijken met het Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR, *Vermeire, 1991; Van den Berg et al, 1994; Janssen et al., 1995*, Tabel 4).

Tabel 4: Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) volgens *Vermeire et al., 1991; Van den Berg et al, 1994; Janssen et al., 1995*

STOFNAAM	MTR [$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$]
I Metalen en spore-elementen	
arseen	2,1
barium	20
cadmium	1
chroom	5
cobalt	1,4
koper	140
kwik	0,61
lood	3,6*
molybdeen	10
nikkel	50
tin	2000
zink	1000
antimoon	0,86
beryllium	0,5
boron	90
zilver	5
II Anorganische verbindingen	
cyaniden (vrij)	50
cyaniden (complex, $\text{pH} < 5$)	13
cyaniden (complex, $\text{pH} \geq 5$)	13
thiocyanaten	11
III Aromatische verbindingen	
benzeen	4,3
ethylbenzeen	136
fenol	60
cresol	50
tolueen	430
xyleen	10
catechol	40
resorcinol	20
hydrochinon	25
IV Polycyclische aromatische koolwaterstoffen	
antraceen	50
benzo(a)antraceen	20
benzo(k)fluorantheen	20
benzo(a)pyreen	2
chryseen	2
fenantreen	20
fluoranteen	20

Tabel 4 (vervolg): Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) volgens *Vermeire et al., 1991; Van den Berg et al., 1994; Janssen et al., 1995*

	STOFNAAM	MTR [$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$]
	indeno(1,2,3cd)pyreen	20
	benzo(ghi)peryleen	20
	naftaleen	50
V	Gechloreerde koolwaterstoffen	
	<i>Alifatische koolwaterstoffen</i>	
	1,2-dichloorethaan	14
	dichloormethaan	60
	tetrachloormethaan	4
	tetrachlooretheen	16
	trichloormethaan	30
	trichlooretheen	540
	vinylchloride	3,5
	dioxines	$1 \cdot 10^{-5}$
	1,1-dichloorethaan	80**
	1,1,1-trichloorethaan	80**
	<i>cis</i> -1,2-dichlooretheen	6
	<i>trans</i> -1,2-dichlooretheen	17
	<i>Chloorbenzenen</i>	
	monochloorbenzeen	300
	dichloorbenzeen	190
	trichloorbenzeen	0,5
	tetrachloorbenzeen	0,5
	pentachloorbenzeen	0,5
	hexachloorbenzeen	0,5
	<i>Chloorfenolen</i>	
	monochloorfenol	3
	dichloorfenol (ind.)	3
	trichloorfenol (ind.)	3
	tetrachloorfenol (ind.)	3
	pentachloorfenol	30
	<i>Gechloreerde polycyclische aromatische koolwaterstoffen</i>	
	chloornaftaleen	0,5
	<i>Polychloorbiphenylen</i>	
	trichloorbifenyyl	0,09
	hexachloorbifenyyl	0,09
VI	Pesticiden	
	<i>Organochloorpesticiden</i>	
	DDT	20
	DDE	20
	aldrin	0,1
	dieldrin	0,1
	endrin	0,1
	alfa-HCH	1
	beta-HCH	0,02
	gamma-HCH	1
	octaan	3100
	minerale olie	
	cyclohexanon	4600
	butylbenzylftalaat	25
	di(2-ethylhexyl)ftalaat	25

Tabel 4 (vervolg): Maximaal Toelaatbaar Risico (MTR) volgens *Vermeire et al., 1991; Van den Berg et al., 1994; Janssen et al., 1995*

STOFNAAM	MTR [$\mu\text{g}/\text{kg}/\text{d}$]
pyridine	1
styreen	77
tetrahydrofuran	10
tetrahydrothiofeen	180
methylethylketone	190
glycolen	400
acrylonitril	0,1
formaldehyde	150
methanol	500
1-butanol	125
1-butylacetaat	200**
methyl-t-butyl ether	900
delta-HCH	1
chloordaan	0,5
heptachloor	0,1
heptachloor epoxide	0,1
tributyloxyde	0,3
triphenyltin verbindingen	0,5
azinphos methyl	5
<i>Andere pesticiden</i>	
carbaryl	10
carbofuran	10
propoxur	20
maneb	50
atrazin	5
VII Andere contaminanten	
heptaan	3100

* MTR voor kind

** voorlopige MTR

4. CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

4.1 Conclusies

- Met het in dit rapport gepresenteerde blootstellingsmodel SEDISOIL kan de blootstelling ten gevolge van verontreinigde *waterbodems* worden gekwantificeerd.
- Het model SEDISOIL kan worden gebruikt, al of niet in combinatie met metingen in de verschillende waterbodemfasen (met name oppervlaktewater) en in de contactmedia (vis), bij de bepaling van de saneringsurgentie van ernstig verontreinigde waterbodems. Er is een negental blootstellingsscenario's gedefinieerd, die zich onderscheiden met betrekking tot de frequentie van verblijf op de lokatie en de mate van visvangst. Blootstelling via één van de blootstellingsscenario's kan worden gebruikt om een eerste indicatie van de actuele blootstelling te verkrijgen. Voor een meer gedetailleerde schatting moeten echter relevante blootstellingsroutes worden geselecteerd en de lokatiespecifieke input-parameters worden bepaald.
- De blootstelling aan metalen en aan overige anorganische stoffen wordt gedomineerd door blootstelling via visconsumptie, respectievelijk blootstelling via ingestie van oppervlaktewater en sediment. Voor de diverse organische contaminant-groepen spelen verschillende blootstellingsroutes een rol, met name dermale blootstelling oppervlaktewater en visconsumptie en voor sommige organische contaminanten tevens dermale opname via sediment en ingestie oppervlaktewater.
- Bij de toepassing van SEDISOIL moet rekening worden gehouden, zekere indien geen gebruik gemaakt wordt van metingen in waterbodemfasen en contactmedia, met beperkte nauwkeurigheid van de berekende blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodems.

4.2 Aanbevelingen

- De beschrijving van de verdeling van contaminanten over de waterbodem en het oppervlaktewater dient nader te worden onderzocht. Met name de gebruikte partiticoëfficiënten voor metalen moeten beter worden afgestemd op het fysisch-chemisch milieu van de waterbodem.

-
- De bepaling van de contaminant-gehalten in vis moet nader worden onderzocht. Met name dient een beter inzicht te worden verkregen in:
 - . de onzekerheden die voortkomen uit het gebruik van de gegeven gemiddelde bioconcentratiefactoren voor metalen voor de berekening van de contaminant-gehalten in vis en
 - . de representativiteit van gemeten contaminant-gehalten in vis voor daadwerkelijke belasting van de vis ten gevolge van de verontreinigde waterbodem.

5. LITERATUUR

- Alberding H.J. (1991).
Indicatief onderzoek naar chemische belasting van aal in twee beken in streekgewest westelijk Noord-Brabant & inschatting van het gezondheidsrisico bij consumptie van deze aal. GGD Streekgewest Westelijk Noord-Brabant afd. Algemene Gezondheidszorg Bergen op Zoom.
- Berg, R. van den, G.J.M. Bockting, G.H. Crommentuijn en P.J.C.M. Janssen (1994).
Proposals for intervention values for soil clean-up: Second series of chemicals. RIVM-rapport 715810004.
- Bockting, G.J.M., F.A. Swartjes, J.G.M. Koolenbrander en R. van den Berg (1994).
Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunningaanvragen. Deel 1 Bodemgebruiksspecifieke beoordelingsmethodiek voor de humane blootstelling. RIVM-rapport 715810001.
- Van den Berg, R. (1991/1994/1995).
Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse, leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden (beperkt herziene versie). RIVM-rapport 725201006 april 1991/herzieningen 1994/1995.
- Van den Berg, R van de en J.M. Roels (1991).
Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. RIVM-rapport 725201007.
- BKH (1991).
Risico's van verontreinigde waterbodems voor de mens. Deel 1: recreanten; Deel 2: werknemers betrokken bij baggerwerkzaamheden; Deel 3: Consumenten van gecontamineerde vis en weekdieren. Adviesbureau BKH, Delft
- BMM (1993).
Een toetsing voor het inschatten van gezondheidsrisico's bij waterbodemverontreiniging. Bureau Medisch Milieukundigen, Dieren
- Chiou, C.T. (1985).
Environ. Sci. Technol. 19:57-62.
- Connell, D.W. and D.W. Hawker (1988).
Use of polynomial expressions to describe the bioconcentration of hydrophobic chemicals by fish. Ecotoxicol.Environm.saf. 16: 242-257.
- DBW/RIZA (1989).
Kansen voor Waterorganismen, nota nr. 89.016a, Lelystad.
- Ellgehausen, H., Guth, J.A., and Esser, H.O. (1986).
J. Ecotox. Environ. Safety 4:134-157.

EG (1995).

Technical Guidance Documents in support of - The Commission directive 93/67/EEC on risk assessment for new substances and - The commission regulation (EC) No. 1488/94 on risk assessment for existing substances. November 1995.

Esser, H.O. (1986).

A review of the correlation between physicochemical properties and bioaccumulation, *Pestic. Sci.* 17:265-276.

Fiore B.J.et al. (1989).

Sport fish consumption and body burden levels of chlorinated hydrocarbons: A study of Wisconsin anglers. In: *Archives of Environmental Health* vol. 44 No.2

Fiserova-Bergerova, V. and J.Th. Pierce (1989).

Biological monitoring V: Dermal adsorption. *Appl,Ind.Hyg.* 4: F14-F21.

Heijna-Merkus E. en M. Hof (1993).

Harmonization of model parameters. RIVM-rapport 679102022.

Jager, D.T. en C.J.M. Visser (1994).

Uniform System for the Evaluation of Substances, version 1.0.

Janssen, P.J.C.M., M.E. van Apeldoorn, J.E.M. Van Koten-Vermeulen en W.C. Mennes (1995).

Human-toxicological criteria for serious soil contamination: Compounds evaluated in 1993&1994. RIVM-rapport 715810009.

Karickhoff, S.W. (1981).

Semi-empirical estimation of sorption of hydrophobic pollutants on natural sediments and soils. *Chemosphere* 10: 833-846.

Kenaga, E. and Goring, C.A.I. (1980).

Aquatic Technology, Eaton, J.R., Parrish, P.R., and Hendricks, A.C. (Eds.) Amer. Soc. for Testing and Materials, Philadelphia, pp. 78-115.

Linders, J.B.H.J. (1990).

Risicobeoordeling voor de mens bij blootstelling aan stoffen. Uitgangspunten en veronderstellingen. RIVM-rapport 725201003.

Lu, P.Y., and Metcalf, R.L. (1975).

Environ. Health Perspect. 10:296-284.

Mackay, D. (1982).

Environ. Sci. Technol. 16:274-278.

Neely, W.B., Branson, and D.R., Blau, G.E. (1974).

Environ. Sci. Technol. 8:1113-1115.

Oliver, B.G. and Niimi, A. (1983).

J. Environ. Sci. Technol. 17:287-291.

Potting S.M.C. (1989).

De consumptie van vis door sportvissers. Hoofdinspectie van de volksgezondheid voor de levensmiddelen en de keuring van waren, sector volksgezondheid en milieu, GGD Amsterdam.

Veith, G.D., DeFoe, D.L., Bergstedt, B.V. (1979).

J. Fish. Res. Board Can. 36:1040-1048.

Vermeire, T.G., M.E. van Apeldoorn, J.C. de Fouw en P.J.C.M. Janssen (1991).

Voorstel voor de humaan toxicologische onderbouwing van de C- (toetsings)waarden. RIVM-rapport 725201005.

VROM, Min. van (1993a).

Protocol voor het Oriënterend Onderzoek. ISBN 9012080827. Sdu Uitgeverij, Den Haag.

VROM, Min. van (1993b).

Protocol voor het Nader Onderzoek. ISBN 9012080835. Sdu Uitgeverij, Den Haag.

VROM, Min. van (1994a).

Circulaire interventiewaarden bodemsanering, d.d. 9 mei 1994. Kenmerk DBO/07494013.

VROM, Min. van (1994b).

Circulaire tweede fase inwerkingtreding saneringsregeling Wet bodembescherming, d.d. 22 december 1994. Kenmerk DBO/16d94001.

VROM, Min. van (1995).

Urgentie van bodemsanering. De Handleiding. ISBN 9012082218. Sdu Uitgeverij, Den Haag.

Weerdt, D.H.J. van de en F.J. Jongeneelen (1991).

Opname van polycyclische aromatische koolwaterstoffen door windsurfers. T.Soc. Gezondheidsz. 69: 466-472.

WVC (1988).

Wat eet Nederland. Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 1987-1988. Ministerie van WVC Rijswijk.

WVC (1993).

Zo eet Nederland. Resultaten van de voedselconsumptiepeiling 1992. Ministerie van WVC Rijswijk.

Bijlage A: FORMULARIUM BLOOTSTELLING VAN DE MENS AAN VERONTREINIGDE WATERBODEM, INCLUSIEF DEFAULTWAARDEN

A1. Verdeling over fasen

$$C_{sw} = SD_{se} * C_{se} / (SD_{se} * Kd_{se} + Vw_{se})$$

$$\text{Indien } C_{sw} > C_{wo} \Rightarrow C_{sw} = C_{wo}$$

$$C_{sm} = C_{sw} * (SD_{sm} * Kd_{sm} + Vw_{sm}) / SD_{sm}$$

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]
Vw_{se}	: volumefractie water in waterbodem 0,4	[-]
C_{wo}	: maximale wateroplosbaarheid	[mg/l]
C_{sm}	: totaalgehalte zwevend slib	[mg/kg _{dw}]
SD_{sm}	: volumieke massa zwevend slib 1,3	[kg/l]
Kd_{sm}	: verdelingscoëfficiënt waterbodem-zwevend slib	[l/kg]
Vw_{sm}	: volumefractie water in zwevend slib 0,4	[-]

anorganische contaminanten

$$Kd_{se} = Kd_{ts}$$

$$Kd_{sm} = 1,5 * Kd_{se}$$

organische contaminanten

$$Kd_{se} = K_{oc} * foc_{se}$$

$$Kd_{sm} = K_{oc} * foc_{sm}$$

Kd_{se}	: verdelingscoëfficiënt waterbodem-oppervlaktewater	[l/kg]
Kd_{ts}	: verdelingscoëfficiënt (land)bodem-poriënwater	[l/kg]
Kd_{sm}	: verdelingscoëfficiënt zwevend slib-oppervlaktewater	[l/kg]
K_{oc}	: voor organisch koolstof gecorrigeerde verdelingscoëfficiënt grond- oppervlaktewater	[l/kg]

$f_{oc_{se}}$: fractie organische koolstof waterbodem	[-]
$f_{oc_{sm}}$: fractie organische koolstof zwevend slib	[-]

Voor niet-hydrofobe contaminanten:

K_{oc}	= $0,411 * K_{ow}$	[l/kg]
K_{ow}	: octanol-water verdelingscoëfficiënt	[-]

voor dissocierende organische contaminanten

Kd_{se}	= $Kd_{se} * f_{nd}$	
f_{nd}	: fractie niet gedissocieerde stof	
f_{nd}	= $1/(1 + 10^{pH-pK_a})$	
pH	: zuurgraad van de waterbodem	[-]
	8	
pK_a	: zuurdissociatieconstante van de contaminant	[-]

A2. Gehalte in vis

C_{fi}	= $BCF_{fi} * C_{sw}$	
C_{fi}	: gehalte in vis	[mg/kg _{fw}]
BCF_{fi}	: bioconcentratiefactor vis-oppervlaktewater (versgewicht)	[(mg/kg _{fw})/(mg/l)]

metalen

BCF_{fi}	= $BCF_{fi,dw} * fdw_{fi}$	
$BCF_{fi,dw}$: bio-concentratiefactor vis-oppervlaktewater (drooggewicht)	[(mg/kg _{dw})/((mg/l)]
fdw_{fi}	: drooggewichtfractie vis	[kg _{dw} /kg _{fw}]
	0,1	

organische contaminanten

BCF_{fi}	= $BCF_{fi,fat} * Ff_{fi}$	
------------	----------------------------	--

BCF _{fi} fat:	bio-concentratiefactor vis-oppervlaktewater op vetbasis	[(mg/kg _{fat})/(mg/l)]
Ff _{fi}	: vetfractie vis	[kg _{fat} /kg _{fw}]
	0,05	

Volgens Mackay (vetfractie 0,05):

$$\text{BCF}_{fi}fat = K_{ow}$$

$$\text{Indien } \log K_{ow} > 6 \Rightarrow \text{BCF}_{fi}fat = 1.10^6$$

A3. Ingestie waterbodem

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

DI _{se}	: opname via ingestie van waterbodem	[mg/kg/d]
tf _{se}	: tijdfractie (aantal gebeurtenissen per jaar)	[gebeurtenissen/365 d]
AID _{se}	: inname hoeveelheid waterbodem per gebeurtenis	[kg _{dw} /gebeurtenis]
	volwassenen : 0,35 * 10 ⁻³	
	kinderen : 1 * 10 ⁻³	
fa	: relatieve absorptiefactor, op 1 gesteld	[-]
C _{se}	: totaalgehalte in waterbodem	[mg/kg _{dw}]
W	: lichaamsgewicht	[kg]
	volwassenen : 70	
	kind : 15	

A4. Ingestie oppervlaktewater

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

DI _{sw}	: opname via ingestie van oppervlaktewater	[mg/kg/d]
AID _{sw}	: inname hoeveelheid oppervlaktewater per gebeurtenis	[l/gebeurtenis]
	50.10 ⁻³	

A5. Ingestie zwevend slib

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

DI_{sm}	: opname via ingestie van zwevend slib	[mg/kg/d]
Pc	: zwevend slibgehalte oppervlaktewater 30.10 ⁻⁶	[kg/l]
C_{sm}	: gehalte in zwevend slib	[mg/kg _{dw}]

A6. Dermale opname via waterbodem

alleen voor organische contaminanten

$$DA_{se} = tf_{se} * Aexp_{se} * fm * DAE * DAR * tb_{se} * fa * C_{se} / W$$

DA_{se}	: dermale opname via waterbodem	[mg/kg/d]
fm	: matrixfactor 0,15	[-]
$Aexp_{se}$: blootgesteld oppervlak volwassenen : 0,28 kinderen : 0,17	[m ²]
DAE	: bedekkingsgraad volwassenen : 3,75 kinderen : 0,51	[mg grond/cm ² = * 0.01 kg/m ²]
DAR	: absorptiesnelheid volwassenen : 0,005 kinderen : 0,01	[1/h]
tb_{se}	: duur van de blootstelling volwassenen : 8 kinderen : 8	[h/d]

A7. Dermale opname via oppervlaktewater

alleen voor organische contaminanten

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

DA_{sw}	: dermale opname via oppervlaktewater	[mg/kg/d]
A_{tot}	: lichaamsoppervlak	[m ²]
	volwassenen : 1,8	
	kinderen : 0,95	
tbsw	: tijdsduur zwemmen	[h/d]
	volwassenen : 1	
	kinderen : 2	
DAR_w	: dermale absorptiesnelheid vanuit water	[(mg/m ²)/(mg/l)/h]
DAR_w	= P1 * P2	
	volgens Fiserova-Bergerova en Pierce (1989), met:	
	P1 = (0,038 + 0,153 * K_{ow})	
	P1 = 5000 * P1/(5000 + P1), maximering volgens Braun	
	P2 = exp (-0.016 * M) / 1,5	

A8. Consumptie vis

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

FI	: opname van verontreiniging via vis (sportvisser)	[mg/kg/d]
Q_{fi}	: visconsumptie sportvisser	[kg _{fw} /d]
FV_{fi}	: fractie verontreinigde vis	[-]
	0,5	
C_{fi}	: gehalte in vis	[mg/kg _{fw}]

A9. Totale blootstelling

$$TAD_{se} = DI_{sea} + DI_{swa} + DI_{sma} + DA_{sea} + DA_{swa} + FI_a$$

$$TCH_{se} = DI_{sec} + DI_{swc} + DI_{smc} + DA_{sec} + DA_{swc} + FI_c$$

TAD_{se}	: dagelijkse blootstelling volwassene, waterbodems	[mg/kg/d]
TCH_{se}	: dagelijkse blootstelling kind, waterbodems	[mg/kg/d]
DOSIS	= (6 * TCH_{se} + 64 * TAD_{se}) / 70	
DOSIS	: levenslanggemiddelde dagelijkse blootstelling	[mg/kg/d]

**Bijlage B. WAARDEN VOOR PARAMETERS IN RELATIE TOT VERDELING
OVER DE FASEN**

para- meter	eenheid	beschrijving	CSOIL	standaard waterbo- dem	voor- stel
SD _{se}	[kg/l]	volumieke massa van droge waterbodem	1,5 (landbodem)	-	1,3
Vw _{se}	[-]	volumefractie water in waterbodem	water: 0,2 lucht: 0,2	-	0,4
foc _{se}	[-]	fractie organisch koolstof, waterbodem	0,058 (landbodem)	0,058	0,058
foc _{sm}	[-]	fractie organisch koolstof, zwevend slib	-	-	0,116
pH	[-]	zuurgraad waterbodem	6 (landbodem)	8	8

Bijlage C: WAARDEN VOOR PARAMETERS IN RELATIE TOT BLOOTSTELLING VIA INGESTIE WATERBODEN EN OPPERVLAKTEWATER

parameter	eenheid	beschrijving	BKH (1991)	BMM (1993)	CSOIL (1994)	Linders (1990)	voorstel
AID _{sec}	[mg/ gebeurte- nis]	ingestie waterbo- dem, kind	200-1000	190-300	420 (landbodem)	200 (landbodem)	1000
AID _{sea}	[mg/ gebeurte- nis]	ingestie waterbo- dem, volw.	-	-	350 (landbodem)	-	350
AID _{sw}	[cm3/ gebeurte- nis]	ingestie oppervlak- tewater	50	50-100	-	50	50
Pc	[mg/l]	zwevend slibgehalte oppervlaktewater	30-300	30-300	-	-	30

Bijlage D: WAARDEN VOOR PARAMETERS IN RELATIE TOT
BLOOTSTELLING VIA DERMAL OPNAME VAN
CONTAMINANTEN VANUIT WATERBODEM EN OPPER-
VLAKTEWATER

para- meter	eenheid	beschrijving	CSOIL (1994)	voor- stel
fm	[-]	matrixfactor	0,15	0,15
A_{expc}	[m ²]	blootgesteld oppervlak dermale opname (water)bodem, kind	0,17	0,17
A_{expa}	[m ²]	blootgesteld oppervlak dermale opname (water)bodem, volw.	0,28	0,28
DAE_c	[mg/cm ²]	bedekkingsgraad huid, kind	0,51	0,51
DAE_a	[mg/cm ²]	bedekkingsgraad, volwassene	3,75	3,75
DAR_c	[1/h]	absorptiesnelheid, kind	0,01	0,01
DAR_a	[1/h]	absorptiesnelheid, volwassene	0,005	0,005
A_{totc}	[m ²]	lichaamsoppervlak, kind	0,95	0,95
A_{tota}	[m ²]	lichaamsoppervlak volwassene	1,8	1,8

Bijlage E: VERGELIJKING VAN LITERATUURGEGEVENS MET BETREKKING TOT DE VISCONSUMPTIE VOOR DE GEMIDDELTE CONSUMENT EN SPORTVISSER (gram_{tv}/dag)

groep	WVC (1988)	WVC (1993)	Heijna-Merkus (1993)	Fiore (1989)	Albering (1991)	voorstel (sportvissers)
gemiddelde Nederlandse consument (kind)	2,4	3	3	-	-	15
gemiddelde Nederlandse consument (volwassene)	8,6	7,8	11	-	-	55
paling consumptie sportvissers Brabant	-	-	-	-	40	-
gemiddelde Amerikaanse sportvisser	-	-	-	26,1	-	-
idem, uit eigen vangst	-	-	-	12,3	-	-
Bijdrage visconsumptie uit eigen vangst aan totale visconsumptie, gemiddelde Nederlandse consument	-	-	-	-	-	0,1
Idem, sportvisser	-	-	-	-	-	0,5

**Bijlage F: VERGELIJKING VAN LITERATUURGEGEVENS MET
BETREKKING TOT HET VETPERCENTAGE VAN VIS**

soort	Mackay (1988)	BKH (1991) (basis voor productnormen)	voorstel
vis (algemeen)	4,5	-	5
makreel en haringachtigen	-	10	-
aal en palingachtigen	-	20	-
overige vissoorten en vis produkten	-	5	-

**Bijlage G: VOORGESTELDE STANDAARDWAARDEN VOOR TIJDFRACTIES EN TIJDSDUREN MET BETREK-
KING TOT DE BLOOTSTELLING AAN VERONTREINIGDE WATERBODEMS**

para- meter	een- heid	beschrijving	BMM		voorstel		
			BKH (1991)	(1994)	zwemwater	water niet specifiek be- doeld voor zwemmen	water waar niet gezwom- men wordt
tf_{se}	[-]	tijdfractie aanwezigheid bij verontr. waterbodem	0,086 (= 30 dagen per jaar)	-	0,082 (= 30 dagen per jaar)	0,027 (= 10 dagen per jaar)	0 (= 0 dagen per jaar)
tb_{se}	[h/d]	duur dermale opname waterbodem	1	4-8	8	8	8
tb_{swc}	[h/d]	duur dermale opname oppervlaktewater, kind	-	2-4	2	2	2
tb_{swa}	[h/d]	duur dermale opname oppervlaktewater, volw.	-	-	1	1	1

**Bijlage H1: PROCENTUELE BIJDAGEN VAN DE SEPARATE
BLOOTSTELLINGSROUTES AAN DE LEVENSLANG GEMIDDELDE
BLOOTSTELLING, voor blootstellingsscenario 5 (water niet bedoeld als
zwemwater, maar waar toch regelmatig gezwommen wordt, inclusief de
mogelijkheid van visvangst.)**

Karakteristieken:

zwemmen 10 gebeurtenissen/jaar; visconsumptie 3 g/dag voor kinderen, 11 g/dag
volwassenen; bijdrage vis uit eigen consumptie 10%

Legenda:

DI_se	blootstelling door ingestie van waterbodem	[mg.kg-1.d-1]
DI_sw	blootstelling door ingestie van oppervlaktewater	[mg.kg-1.d-1]
DI_sm	blootstelling door ingestie van zwevend slib	[mg.kg-1.d-1]
DA_se	blootstelling door dermale opname via waterbodem	[mg.kg-1.d-1]
DA_sw	blootstelling door dermale opname via oppervlakte water	[mg.kg-1.d-1]
FI	blootstelling door consumptie vis	[mg.kg-1.d-1]
TCH_se	totale blootstelling (kind)	[mg.kg-1.d-1]
TAD_se	totale blootstelling (volwassene)	[mg.kg-1.d-1]
DOSIS	totale blootstelling (levenslang)	[mg.kg-1.d-1]
c	kind	
a	volwassene	
l	levenslang	

stofnaam	Gehalte waterbodem [mg/kg sediment]	Bijdrage van de blootstellingsroute					Fil
		DI-sel	DI-sw	DI-sm	DA_sel	DA_sw	
arsen	5,430E+03	71,81%	6,69%	0,29%	0,00%	0,00%	21,21%
cadmium	2,697E+02	7,49%	3,59%	0,03%	0,00%	0,00%	88,89%
chrom(III)	1,650E+04	91,67%	0,58%	0,38%	0,00%	0,00%	7,37%
koper	4,240E+04	8,41%	1,42%	0,03%	0,00%	0,00%	90,13%
kwik	3,518E+02	16,02%	0,44%	0,07%	0,00%	0,00%	83,47%
lood	9,892E+02	7,63%	0,29%	0,03%	0,00%	0,00%	92,05%
nikkel	5,567E+04	30,92%	5,04%	0,13%	0,00%	0,00%	63,91%
zink	1,547E+04	0,43%	0,16%	0,00%	0,00%	0,00%	99,41%
ammonium verbindingen	5,847E+06	95,53%	4,47%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
bromiden	3,327E+06	92,40%	7,60%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
cyaniden vrij	6,049E+02	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
cyaniden complex	1,573E+02	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
fluoriden	8,469E+02	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
fosfaten	2,518E+08	99,89%	0,11%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
sulfiden	1,210E+01	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
thiocyanaten	1,331E+02	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
benzeen	3,490E-01	0,00%	0,67%	0,00%	0,02%	96,45%	2,86%
ethylbenzeen	1,596E+00	0,00%	0,10%	0,00%	0,00%	95,57%	4,33%
fenol	2,794E+01	0,01%	3,84%	0,00%	0,11%	92,53%	3,51%
cresol(p)	8,610E+00	0,00%	1,42%	0,00%	0,04%	94,04%	4,50%
tolueen	1,176E+01	0,00%	0,23%	0,00%	0,01%	96,27%	3,50%
xyleen(m)	1,051E-01	0,00%	0,09%	0,00%	0,00%	95,56%	4,35%
catechol	7,702E+01	0,05%	15,86%	0,00%	0,46%	79,81%	3,82%
resorcinol	4,622E+01	0,06%	19,04%	0,00%	0,55%	76,71%	3,64%
hydrochinon	8,469E+01	0,09%	27,91%	0,00%	0,81%	68,05%	3,14%
dodecylbenzeen	1,818E+03	10,10%	0,00%	0,00%	86,62%	0,23%	3,05%
aromatische oplosmiddelen	6,755E-01	0,00%	0,03%	0,00%	0,00%	93,41%	6,55%
antraceen	1,564E+04	8,69%	0,00%	0,00%	74,51%	13,07%	3,73%
benzo(a)anthraceen	6,007E+03	8,34%	0,00%	0,00%	71,55%	3,73%	16,38%
benzo(k)fluorantheen	7,325E+03	10,17%	0,00%	0,00%	87,25%	0,16%	2,41%
benzo(a)pyreen	6,551E+02	9,10%	0,00%	0,00%	78,03%	0,81%	12,06%
chryseen	2,533E+02	3,52%	0,00%	0,00%	30,17%	6,00%	60,31%
fenantreen	5,120E-02	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	76,78%	23,20%
fluorantreen	2,215E-02	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	38,12%	61,87%
indeno(1#2#3cd)pyreen	7,487E+03	10,40%	0,00%	0,00%	89,18%	0,02%	0,40%
benzo(ghi)peryleen	7,437E+03	10,33%	0,00%	0,00%	88,58%	0,05%	1,05%
pyreen	6,677E-03	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	12,82%	87,18%
naftaleen	5,659E-01	0,00%	0,09%	0,00%	0,00%	93,13%	6,78%
12-dichloorethaan	7,174E+00	0,01%	4,22%	0,00%	0,12%	91,87%	3,77%
dichloormethaan	9,776E+00	0,00%	1,34%	0,00%	0,04%	95,46%	3,16%
tetrachloormethaan	3,198E-01	0,00%	0,66%	0,00%	0,02%	90,20%	9,12%
tetrachlooretheen	1,657E+00	0,00%	0,85%	0,00%	0,02%	88,34%	10,78%
trichloormethaan	6,564E+00	0,01%	1,80%	0,00%	0,05%	92,80%	5,34%
trichlooretheen	2,650E+01	0,00%	0,40%	0,00%	0,01%	93,01%	6,58%
vinylchloride	5,974E-02	0,00%	0,14%	0,00%	0,00%	97,57%	2,29%
11-dichloorethaan	1,189E+02	0,04%	1,98%	0,00%	0,35%	93,75%	3,87%
111-trichloorethaan	6,096E+01	0,02%	0,34%	0,00%	0,18%	92,68%	6,78%
12-dichlooretheen (cis)	5,743E+01	0,27%	5,90%	0,00%	2,28%	88,07%	3,48%
12-dichlooretheen (trans)	2,315E+02	0,38%	8,51%	0,00%	3,24%	84,54%	3,32%
monochloorbenzeen	8,829E+00	0,00%	0,24%	0,00%	0,01%	94,78%	4,97%

p-dichloorbenzeen	2,535E+00	0,00%	0,11%	0,00%	0,00%	91,13%	8,76%
trichloorbenzeen(1#2#4)	2,885E-03	0,00%	0,05%	0,00%	0,00%	82,64%	17,31%
tetrachloorbenzeen(1#2#3#4)	1,548E-03	0,00%	0,03%	0,00%	0,00%	59,43%	40,54%
pentachloorbenzeen	9,326E-04	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	27,90%	72,09%
hexachloorbenzeen	7,539E-04	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	13,79%	86,19%
monochloorfenol (2)	2,905E-01	0,00%	0,80%	0,00%	0,02%	92,96%	6,21%
dichloorfenol (2#4)	8,703E-02	0,00%	0,24%	0,00%	0,01%	89,04%	10,71%
trichloorfenol (2#3#4)	1,765E+00	0,02%	0,08%	0,00%	0,14%	80,02%	19,74%
tetrachloorfenol (2#3#4#5)	6,277E-01	0,01%	0,67%	0,00%	0,05%	72,95%	26,32%
pentachloorfenol	4,335E-01	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	24,40%	75,58%
chloornaftaleen	3,300E-03	0,00%	0,05%	0,00%	0,00%	87,74%	12,21%
trichloorbifenyl (2#5#2')	7,557E-05	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	12,67%	87,33%
hexachloorbifenyl	3,413E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,17%	98,83%
DDT	6,569E+03	9,12%	0,00%	0,00%	78,25%	0,16%	12,46%
DDE	7,537E+02	1,05%	0,01%	0,00%	8,98%	3,60%	86,37%
aldrin	3,858E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,11%	98,89%
dieldrin	2,463E-04	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	4,88%	95,10%
endrin	4,054E-04	0,00%	0,03%	0,00%	0,00%	5,54%	94,42%
a-HCH	2,530E-02	0,00%	0,21%	0,00%	0,01%	47,27%	52,52%
b-HCH	5,060E-04	0,00%	0,21%	0,00%	0,01%	47,27%	52,52%
g-HCH	2,230E-02	0,00%	0,18%	0,00%	0,01%	41,66%	58,15%
d-HCH	1,679E-02	0,00%	0,14%	0,00%	0,00%	44,62%	55,24%
carbaryl	1,035E-02	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	36,61%	63,38%
carbofuran	2,236E-02	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	47,91%	52,08%
propoxur	7,207E-02	0,00%	0,03%	0,00%	0,00%	66,56%	33,41%
maneb	1,877E+04	10,42%	0,00%	0,00%	89,41%	0,01%	0,16%
atrazin	2,555E+00	0,01%	4,21%	0,00%	0,12%	75,44%	20,21%
tri-fenyltin	1,839E+05	10,22%	0,02%	0,00%	87,64%	0,62%	1,50%
tri-butyltinoxide	2,259E-02	0,00%	0,62%	0,00%	0,02%	0,73%	98,63%
cyclohexanon	9,991E+02	0,01%	1,79%	0,00%	0,05%	94,32%	3,84%
butylbenzylftalaat	2,421E-01	0,00%	0,08%	0,00%	0,00%	30,23%	69,69%
di(2-ethylhexyl)ftalaat	6,940E-02	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	4,36%	95,62%
pyridine	8,053E-03	0,00%	0,07%	0,00%	0,00%	96,89%	3,04%
styreen	1,064E+00	0,00%	0,11%	0,00%	0,00%	95,44%	4,44%
tetrahydrofuran	6,912E-02	0,00%	0,06%	0,00%	0,00%	97,21%	2,73%
tetrahydrothiofeen	2,689E-01	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	95,51%	4,48%
heptaan	6,741E+05	6,04%	0,01%	0,00%	51,81%	40,09%	2,05%
octaan	1,100E+06	9,85%	0,00%	0,00%	84,50%	5,18%	0,47%
ethyleen glycol	3,441E+03	0,24%	70,86%	0,00%	2,05%	26,79%	0,06%
diethyleen glycol	1,379E+05	9,57%	6,99%	0,05%	82,12%	1,26%	0,00%
acrylnitril	1,400E+00	0,39%	43,51%	0,00%	3,34%	52,07%	0,69%
formaldehyde	3,879E+02	0,07%	21,30%	0,00%	0,62%	77,12%	0,89%
methanol	2,974E+03	0,17%	49,00%	0,00%	1,42%	49,11%	0,31%
butanol	2,979E+02	0,07%	9,38%	0,00%	0,57%	87,63%	2,36%
butylacetaat	5,173E+02	0,07%	2,61%	0,00%	0,62%	91,71%	4,99%
methyltertbutylether	4,015E+03	0,12%	10,48%	0,00%	1,06%	85,44%	2,89%
methylethylketon	6,144E+02	0,09%	27,15%	0,00%	0,77%	70,31%	1,68%

Bijlage H2: PROCENTUELE BIJDAGEN VAN DE SEPARATE BLOOTSTELLINGSROUTES AAN DE LEVENSLANG GEMIDDELDE BLOOTSTELLING, voor blootstellingsscenario 1 (water bedoeld als zwemwater, inclusief visvangst.)

Karakteristieken:

zwemmen 30 gebeurtenissen/jaar; visconsumptie 15 g/dag voor kinderen, 11 g/dag volwassenen; bijdrage vis uit eigen consumptie 50%

Legenda:

DI_se	blootstelling door ingestie van waterbodem	[mg.kg-1.d-1]
DI_sw	blootstelling door ingestie van oppervlaktewater	[mg.kg-1.d-1]
DI_sm	blootstelling door ingestie van zwevend slib	[mg.kg-1.d-1]
DA_se	blootstelling door dermale opname via waterbodem	[mg.kg-1.d-1]
DA_sw	blootstelling door dermale opname via oppervlakte water	[mg.kg-1.d-1]
FI	blootstelling door consumptie vis	[mg.kg-1.d-1]
TCH_se	totale blootstelling (kind)	[mg.kg-1.d-1]
TAD_se	totale blootstelling (volwassene)	[mg.kg-1.d-1]
DOSIS	totale blootstelling (levenslang)	[mg.kg-1.d-1]
c	kind	
a	volwassene	
l	levenslang	

stofnaam	Gehalte waterbodem [mg/kg sediment]	Bijdrage van de blootstellingsroute					Fil
		DI-sel	DI-sw	DI-sm	DA_sel	DA_sw	
arseen	7,056E+02	28,34%	2,64%	0,12%	0,00%	0,00%	68,90%
cadmium	1,196E+01	1,01%	0,48%	0,00%	0,00%	0,00%	98,50%
chrom(III)	3,545E+03	59,79%	0,38%	0,25%	0,00%	0,00%	39,58%
koper	1,857E+03	1,12%	0,19%	0,00%	0,00%	0,00%	98,69%
kwik	1,646E+01	2,28%	0,06%	0,01%	0,00%	0,00%	97,65%
lood	4,254E+01	1,00%	0,04%	0,00%	0,00%	0,00%	98,96%
nikkel	3,261E+03	5,50%	0,90%	0,02%	0,00%	0,00%	93,58%
zink	6,221E+02	0,05%	0,02%	0,00%	0,00%	0,00%	99,93%
ammonium verbindingen	1,742E+06	86,41%	13,58%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
bromiden	9,117E+05	76,90%	23,10%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
cyaniden vrij	1,992E+02	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
cyaniden complex	5,179E+01	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
fluoriden	2,789E+02	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
fosfaten	8,272E+07	99,67%	0,33%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
sulfiden	3,984E+00	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
thiocyanaten	4,382E+01	0,34%	99,66%	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%
benzeen	9,520E-02	0,00%	0,55%	0,00%	0,02%	79,92%	19,51%
ethylbenzeen	4,001E-01	0,00%	0,07%	0,00%	0,00%	72,78%	27,15%
fenol	7,338E+00	0,01%	3,06%	0,00%	0,09%	73,80%	23,04%
cresol(p)	2,139E+00	0,00%	1,07%	0,00%	0,03%	70,95%	27,95%
tolueen	3,091E+00	0,00%	0,18%	0,00%	0,01%	76,81%	23,00%
xyleen(m)	2,632E-02	0,00%	0,07%	0,00%	0,00%	72,68%	27,25%
catechol	1,987E+01	0,04%	12,43%	0,00%	0,36%	62,55%	24,62%
resorcinol	1,205E+01	0,05%	15,07%	0,00%	0,44%	60,73%	23,71%
hydrochinon	2,272E+01	0,08%	22,74%	0,00%	0,66%	55,46%	21,07%
dodecylbenzeen	1,425E+02	2,40%	0,00%	0,00%	20,62%	0,69%	76,29%
aromatische oplosmiddelen	1,509E-01	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	63,38%	36,59%
antraceen	1,737E-02	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	29,87%	70,12%
benzo(a)anthraceen	7,315E-04	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	2,69%	97,31%
benzo(k)fluorantheen	9,701E+02	4,09%	0,00%	0,00%	35,10%	0,50%	60,31%
benzo(a)pyreen	3,042E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,81%	99,19%
chryseen	3,035E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,19%	98,81%
fenantreen	6,296E-03	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	28,68%	71,31%
fluoranteen	1,332E-03	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	6,96%	93,03%
indeno(1#2#3cd)pyreen	2,225E+03	9,39%	0,00%	0,00%	80,51%	0,06%	10,05%
benzo(ghi)peryleen	1,825E+03	7,70%	0,00%	0,00%	66,03%	0,14%	26,13%
pyreen	3,010E-04	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,76%	98,24%
naftaleen	1,251E-01	0,00%	0,06%	0,00%	0,00%	62,50%	37,43%
12-dichloorethaan	1,856E+00	0,01%	3,32%	0,00%	0,10%	72,17%	24,41%
dichloormethaan	2,621E+00	0,00%	1,09%	0,00%	0,03%	77,72%	21,15%
tetrachloormethaan	6,345E-02	0,00%	0,40%	0,00%	0,01%	54,35%	45,24%
tetrachlooretheen	3,067E-01	0,00%	0,48%	0,00%	0,01%	49,65%	49,85%
trichloormethaan	1,559E+00	0,00%	1,30%	0,00%	0,04%	66,96%	31,69%
trichlooretheen	5,913E+00	0,00%	0,27%	0,00%	0,01%	63,03%	36,69%
vinylchloride	1,688E-02	0,00%	0,12%	0,00%	0,00%	83,72%	16,16%
11-dichloorethaan	3,059E+01	0,03%	1,55%	0,00%	0,28%	73,23%	24,91%
111-trichloorethaan	1,347E+01	0,01%	0,23%	0,00%	0,12%	62,19%	37,45%
12-dichlooretheen (cis)	1,510E+01	0,21%	4,71%	0,00%	1,82%	70,34%	22,91%
12-dichlooretheen (trans)	6,145E+01	0,30%	6,86%	0,00%	2,62%	68,16%	22,05%
monochloorbenzeen	2,139E+00	0,00%	0,18%	0,00%	0,01%	69,74%	30,08%
p-dichloorbenzeen	5,110E-01	0,00%	0,07%	0,00%	0,00%	55,79%	44,14%
trichloorbenzeen(1#2#4)	4,218E-04	0,00%	0,02%	0,00%	0,00%	36,70%	63,28%
tetrachloorbenzeen(1#2#3#4)	1,296E-04	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	15,12%	84,88%
pentachloorbenzeen	4,942E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	4,49%	95,51%
hexachloorbenzeen	3,432E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,91%	98,09%
monochloorfenol (2)	6,601E-02	0,00%	0,55%	0,00%	0,02%	64,15%	35,28%
dichloorfenol (2#4)	1,615E-02	0,00%	0,13%	0,00%	0,00%	50,18%	49,68%
trichloorfenol (2#3#4)	2,394E-01	0,01%	0,03%	0,00%	0,06%	32,96%	66,94%
tetrachloorfenol (2#3#4#5)	7,119E-02	0,00%	0,23%	0,00%	0,02%	25,13%	74,62%
pentachloorfenol	2,208E-02	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	3,77%	96,22%
chloornaftaleen	5,770E-04	0,00%	0,03%	0,00%	0,00%	46,60%	53,37%
trichloorbifenyyl (2#5#2')	3,401E-06	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	1,73%	98,27%
hexachloorbifenyyl	1,380E-06	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,14%	99,86%

DDT	3,060E-04	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,16%	99,84%
DDE	5,674E-04	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,50%	99,50%
aldrin	1,558E-06	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,14%	99,86%
dieldrin	1,030E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,62%	99,38%
endrin	1,705E-05	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,71%	99,29%
a-HCH	1,736E-03	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%	9,85%	90,10%
b-HCH	3,473E-05	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%	9,85%	90,10%
g-HCH	1,410E-03	0,00%	0,04%	0,00%	0,00%	8,00%	91,96%
d-HCH	1,107E-03	0,00%	0,03%	0,00%	0,00%	8,93%	91,04%
carbaryl	6,102E-04	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	6,56%	93,44%
carbofuran	1,545E-03	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	10,05%	89,94%
propoxur	6,946E-03	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	19,48%	80,51%
maneb	5,938E+03	10,02%	0,00%	0,00%	85,93%	0,03%	4,02%
atrazin	3,417E-01	0,01%	1,71%	0,00%	0,05%	30,65%	67,59%
tri-fenyltin	3,745E+04	6,32%	0,08%	0,01%	54,19%	1,88%	37,54%
tri-butyltinoxide	9,147E-04	0,00%	0,08%	0,00%	0,00%	0,09%	99,83%
cyclohexanon	2,575E+02	0,00%	1,40%	0,00%	0,04%	73,83%	24,73%
butylbenzylftalaat	1,320E-02	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	5,01%	94,98%
di(2-ethylhexyl)ftalaat	2,887E-03	0,00%	0,00%	0,00%	0,00%	0,55%	99,45%
pyridine	2,173E-03	0,00%	0,05%	0,00%	0,00%	79,42%	20,52%
styreen	2,651E-01	0,00%	0,09%	0,00%	0,00%	72,24%	27,67%
tetrahydrofuran	1,900E-02	0,00%	0,05%	0,00%	0,00%	81,16%	18,79%
tetrahydrothiofeen	6,686E-02	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	72,13%	27,86%
heptaan	1,689E+00	0,00%	0,01%	0,00%	0,00%	70,37%	29,62%
octaan	2,781E+05	7,57%	0,00%	0,00%	64,91%	15,74%	11,79%
ethyleen glycol	1,128E+03	0,24%	70,57%	0,00%	2,04%	26,68%	0,46%
diethyleen glycol	4,539E+04	9,57%	6,99%	0,05%	82,09%	1,26%	0,03%
acrylnitril	4,391E-01	0,37%	41,44%	0,00%	3,18%	49,59%	5,42%
formaldehyde	1,200E+02	0,07%	20,02%	0,00%	0,58%	72,45%	6,89%
methanol	9,578E+02	0,16%	47,92%	0,00%	1,39%	48,03%	2,50%
butanol	8,376E+01	0,06%	8,01%	0,00%	0,48%	74,84%	16,61%
butylacetaat	1,252E+02	0,05%	1,92%	0,00%	0,45%	67,39%	30,18%
methyltertbutylether	1,093E+03	0,10%	8,66%	0,00%	0,88%	70,65%	19,70%
methylethylketon	1,804E+02	0,08%	24,21%	0,00%	0,69%	62,69%	12,33%