

RIVM rapport 601501014/2003

**Evaluatie van groep- en somnormen in het
kader van Integrale Normstelling Stoffen**

T.P. Traas

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Directoraat Generaal Milieubeheer, Directoraat voor Stoffen, Afvalstoffen en Straling, in het kader van project Integrale Normstelling Stoffen, RIVM project nr. 601501.

Abstract

Environmental risk limits are sometimes derived for mixtures or groups of substances, taking into account the total toxicity of the mixture. The present report evaluates the current concepts for dealing with mixtures when deriving environmental risk limits. Current practice is evaluated and recommendations are given for an improved and consistent use of mixture toxicity concepts in the process of deriving environmental risk limits.

Voorwoord

Dit rapport is geschreven in opdracht van VROM, DG Milieu, directie stoffen, afvalstoffen, straling, stoffen en normstelling (SAS). Ilse Maas (DGM/SAS) fungeerde als contactpersoon.

Frank Swartjes, Miranda Mesman, Eric Verbruggen, Leo Posthuma en Johannes Lijzen hebben bijgedragen aan dit rapport middels commentaar en discussies, mede in het licht van het aanpalende RIVM rapport 'Ecotoxicity of toxicant mixtures in soil' (Mesman en Posthuma, 2003).

De resultaten die gepresenteerd worden in dit rapport zijn bediscussieerd in de ecotoxicologische onderzoeksbegeleidingsgroep (OZBG-Eco) van het project Integrale Normstelling Stoffen (INS). De OZBG-Eco geeft een niet-bindend wetenschappelijk advies over de inhoud van het eindconcept van een rapport ter advisering van de stuurgroep INS.

Inhoud

Samenvatting 5

Summary 6

1. Inleiding 7

- 1.1 *Integrale Normstelling Stoffen* 7
- 1.2 *Mengseltoxiciteit* 8
- 1.3 *Bestaande groep- en somnormen* 8
- 1.4 *Doel en leeswijzer* 9

2. Huidige groep- en somnormen 11

- 2.1 *Mengseltoxiciteit-concepten in de normstelling* 11
- 2.2 *Evaluatie* 13

3. Evaluatie Groep- en somnormen 25

- 3.1 *Overzicht mengseltoxiciteit in normstelling* 25
- 3.2 *Gebruik in de praktijk* 26
- 3.3 *Toxicologische onderbouwing groep- en somnormen* 27
- 3.4 *Evaluatie methoden voor normstelling van mengsels* 27
 - 3.4.1 *Soortgevoeligheidsverdelingen (SSD's).* 28
 - 3.4.2 *Toxiciteitsequivalenten (TEQ)* 29
 - 3.4.3 *Risicoquotiënten* 29
 - 3.4.4 *Gewogen risicoquotiënten* 31
 - 3.4.5 *(gewogen) Middeling van normen* 31
 - 3.4.6 *Samenvoegen van data voor verschillende stoffen* 33
 - 3.4.7 *Niet toepassen van mengseltoxiciteitsregels* 33
- 3.5 *Praktische implementatie* 35

4. Discussie en aanbevelingen 37

Literatuur 39

Bijlage 1: Verzendlijst 42

Bijlage 2: Overzicht interviews 43

Samenvatting

Op locaties waar stoffen gecombineerd voorkomen kan de blootstelling aan alle stoffen tezamen tot onaanvaardbare risico's leiden, hoewel voor de individuele stoffen het Maximum Toelaatbaar Risiconiveau (MTR) niet overschreden wordt. In de normstelling wordt op verschillende manieren rekening gehouden worden met deze aspecten. Ten eerste is er het concept van het verwaarloosbaar risiconiveau (VR) als basis voor de streefwaarde. Het VR is in principe een factor 100 lager dan het MTR. Wanneer meerdere stoffen op het niveau van VR voorkomen, wordt de factor 100 gezien als voldoende beschermend voor het ecosysteem. Ten tweede kan bij de beoordeling van de milieukwaliteit in diverse milieubeleidskaders wordt gebruik gemaakt van groep- en somnormen. Bij toetsing aan een groep- of somnorm kan voor een groep verbindingen snel worden beoordeeld of de nadere actie (bij overschrijden van bijvoorbeeld de interventiewaarde) nodig is. Een groepnorm is een norm voor verwante verbindingen met *dezelfde* streefwaarde of interventiewaarde voor elke individuele verbinding in de groep. Somnormen zijn normen die gelden voor de totale toxiciteit van een mengsel van verbindingen. Het toetsen van het mengsel aan de somnorm is eenvoudiger dan het toetsen van alle individuele verbindingen in het mengsel. In het algemeen zijn somnormen gewenst voor verbindingen die meestal als mengsel in het milieu voorkomen.

Dit rapport inventariseert hoe de huidige groep- en somnormen zijn afgeleid, hoe ze worden gebruikt in de praktijk en of dit gebruik overeenstemt met hoe de groep- en somnormen bedoeld zijn. De momenteel gebruikte groep- en somnormen zijn ontstaan in een periode van ongeveer 10 jaar en daarom niet volgens een consequente methodiek bepaald. Daarnaast is de onderbouwing van de groep- en somnormen niet goed beschreven en niet voldoende toxicologisch onderbouwd. Vaak blijkt dat voor veel verbindingen erg weinig (NOEC) data voorhanden zijn om een nauwkeurige mengselnorm af te leiden. In slechts enkele gevallen is er voldoende kennis beschikbaar om somnormen af te leiden volgens een goed onderbouwd toxicologisch concept. Voor sommige stofgroepen zijn er naast somnormen ook normen voor de individuele stoffen, en soms is het onduidelijk of de somnorm ook geldt voor de streefwaarde.

De conclusie is dat er behoefte is aan rekenregels voor mengseltoxiciteit die recht doen aan verschillen in toxiciteit en werkingsmechanisme en toch gebruikt kunnen worden met relatief beperkte datasets. Groep- en somnormen hebben een belangrijke functie bij het beoordelen van mengseltoxiciteit. De toxicologische onderbouwing kan echter verbeterd worden. Hiervoor zijn verschillende opties geëvalueerd en is een stroomschema opgesteld voor gebruik in de normstelling. Dit schema is een handreiking bij het vaststellen van groep- en somnormen. Door de grote verschillen in databeschikbaarheid en kennis over specifieke stoffen is het niet mogelijk om een enkele methode als beste te selecteren. Het gebruik van groep- en somnormen is gebaseerd op de combinatie van theoretisch wenselijkheid en pragmatische overwegingen, zowel bij de normafleiding (in geval van te weinig data) als bij de sanering (eenvoud van screening en beoordeling).

Summary

In locations where several substances are present, exposure to the mixture can lead to unacceptable risks although environmental risk limits are not exceeded for individual compounds. Risk limits for mixtures deal with these aspects in several ways. First of all, the concept of negligible risk concentration (NC) was introduced. In principle, the NC is a factor of 100 lower than the maximum permissible risk concentration (MPC). When several substances are present at NC levels, the factor of 100 is seen as sufficiently protective for the ecosystem.

Secondly, for determining environmental quality in risk management, use can be made of risk limits for mixtures or related compounds. These risk limits facilitate a quick assessment whether environmental quality at a specific site conforms to the desired quality as set by the government.

A group limit is a risk limit for related compounds with the same value for each individual compound in the group. Sum limits are limits that are valid for the total toxicity of the mixture. Testing compliance to a sum limit is easier than testing each individual compound in the mixture. In general, sum limits are useful for compounds that always occur as a mixture in the environment.

This report is an inventory of the current group and sum limits, how they were derived and meant to be used and how they are used in daily risk management practice. The current group and sum limits were developed over a period of 10 years and that is why they are not derived according to a consistent method. The underlying concept is often badly described or not based on toxicological theory. A complicating factor is that data availability is low for many substances thereby limiting the use of toxicological theory to a small number of substances. For some substances, both sum limits and individual risk limits. For other substances, it is unclear if a sum limit is meant to be used for all the different types of risk limits that exist in the Netherlands.

It can be concluded that theory for mixture toxicity is needed that can accommodate differences in toxicity and mode of action and can still be used with relatively small data sets. Group and sum limits have an important function in the assessment of mixture toxicity. The use of toxicological theory used in their derivation can be improved. Several different options have been evaluated and a flow diagram has been made for use in deriving risk limits for mixtures. This flow diagram is meant to be used as guidance. Because of the large differences in data availability and knowledge about specific classes of substances, it is not possible to recommend a single method as the best one. The use of group or sum risk limits is determined by the combination of theoretical preference and pragmatic considerations, both in the derivation, e.g. because of lack of data, and in risk management for simplicity of screening and decision making.

1. Inleiding

1.1 Integrale Normstelling Stoffen

Dit rapport over groep- en somnormen is gemaakt in het kader van het project Integrale Normstelling Stoffen (INS). Het algemene doel van dit project is het afleiden van milieurisicogrenzen voor stoffen in het milieu. Voor sommige mengsels van stoffen zijn normen afgeleid voor de totale toxiciteit van de mengsels.

Milieurisicogrenzen (zie tabel 1) zijn advieswaarden voor het vaststellen van milieukwaliteitsnormen door het ministerie van VROM. Tabel 1 laat de relatie zien tussen de geadviseerde milieurisicogrenzen en de milieukwaliteitsnormen die worden gebruikt in het Nederlandse milieubeleid.

Tabel 1: Milieurisicogrenzen en de gerelateerde milieukwaliteitsnormen die door de Nederlandse overheid worden gebruikt voor de bescherming van ecosystemen

VR	Verwaarloosbaar Risico niveau
MTR	Maximum Toelaatbaar Risiconiveau
SRC _{eco}	‘Serious Risk Concentration’ voor het ecosysteem (ook wel ER genoemd)

Omschrijving	Advieswaarden	Normen
Het VR is een concentratie waarbij verwaarloosbare effecten op ecosystemen optreden. Het VR wordt afgeleid van het MTR door deze door 100 te delen. Deze factor is gemotiveerd vanuit het mogelijk optreden van mengseltoxiciteit.	VR (voor lucht, water, bodem, grondwater en sediment)	Streefwaarde (voor lucht, water, bodem, grondwater en sediment)
Het MTR is een concentratie die geacht wordt alle soorten in ecosystemen te beschermen tegen ongewenste effecten. De MTR wordt bij voorkeur geschat door de 5e percentiel van een soortgevoeligheidsverdeling (SSD) van NOECs te schatten, de HC_5^{NOEC} .	MTR (voor lucht, water, bodem, grondwater en sediment)	MTR (voor lucht, water en sediment)
De SRC _{eco} is een concentratie waarbij functies ernstig aangetast zijn of kunnen worden. De SRC _{eco} is vastgesteld als die concentratie waarbij 50% van de soorten en/of processen mogelijk is aangetast. Bij gebruik van een soortgevoeligheidsverdeling is de 50e percentiel, de HC50 hiervoor bepalend.	SRC_{eco} (voor water, bodem, grondwater en sediment)	Interventiewaarde (voor bodem, sediment en grondwater)

1.2 Mengseltoxiciteit

Op locaties waar stoffen gecombineerd voorkomen kan de blootstelling aan alle stoffen tezamen tot onaanvaardbare risico's leiden, hoewel voor de individuele stoffen het MTR niet overschreden wordt. Voor sommige mengsels is het bepalen van alle individuele verbindingen problematisch, tijdrovend of duur. Zeker wanneer de verbindingen een vergelijkbare toxische werking hebben, ligt het toetsen van de somtoxiciteit op basis van de effecten van het totale mengsel voor de hand. De toxiciteit van mengsels is soms moeilijk te voorspellen. Het effect van een mengsel van stoffen is niet per definitie gelijk aan de som van de effecten van afzonderlijke stoffen. Dit hangt vooral samen met de verschillende werkingsmechanismen van de stoffen die in een mengsel aanwezig kunnen zijn.

In de normstelling wordt op verschillende manieren rekening gehouden worden met deze aspecten. Ten eerste is voor de mengseltoxiciteit van onbedoelde, toevallig voorkomende mengsels van stoffen het concept van het verwaarloosbaar risico (VR) opgenomen, de basis voor de streefwaarde. Het VR is in principe een factor 100 lager dan het MTR¹. Wanneer meerdere stoffen op het niveau van VR voorkomen, wordt de factor 100 gezien als beschermend (VROM, 1999), zodanig dat de somtoxiciteit niet boven het beschermingsniveau van het MTR uitkomt.

Ten tweede kan op het niveau van streefwaarde, MTR of de interventiewaarden rekening gehouden worden met mengseltoxiciteit van nader bepaalde mengsels. Hiervoor kunnen groep- of somnormen worden opgesteld. Omdat er een aparte RIVM rapportage gewijd is aan de technisch-wetenschappelijke onderbouwing van mengseltoxiciteit als basis voor groep- en somnormen (Mesman en Posthuma, 2003), zal de wetenschappelijke onderbouwing van mengseltoxiciteit in het onderhavige rapport slechts in algemene termen worden besproken.

1.3 Bestaande groep- en somnormen

Bij de beoordeling van de milieukwaliteit in diverse milieubeleidskaders (zie VROM, 1999) wordt gebruik gemaakt van groep- en somnormen. Deze normen zijn meestal opgesteld om pragmatische redenen, bijvoorbeeld om de beoordeling van vervuilde bodems of sedimenten te vereenvoudigen. Sommige verbindingen zoals polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) zijn doorgaans als mengsels in het milieu aanwezig, zodat een somnorm wenselijk is. Bij toetsing aan een groep- of somnorm kan voor een groep verbindingen snel worden beoordeeld of de nadere actie (bij overschrijden van bijvoorbeeld de interventiewaarde) nodig is.

Een groepnorm geldt voor een groep verwante verbindingen, waarbij *dezelfde* streefwaarde of interventiewaarde geldt voor elke individuele verbinding in de groep. Groepnormen worden vaak afgeleid door de individuele data te combineren tot één dataset, of door het gemiddelde te nemen van de individuele normen van stoffen in de groep. De meest voorkomende reden

¹ Om pragmatische redenen, bijvoorbeeld in verband met detectielimieten of afronding, kan de verhouding MTR/VR kleiner dan 100 zijn.

hiervoor is dat er voor de individuele stoffen onvoldoende toxiciteitsdata zijn om individuele normen te rechtvaardigen (zie bijvoorbeeld Reuther et al., 1998). Een voordeel van deze procedure is dat onzekerheden in de afleiding van de individuele normen ook worden gemiddeld (Verbruggen et al., 2001).

Een voorbeeld van een groepnorm is de norm voor chloornitrobenzenen, waarbij dezelfde streefwaarde geldt voor elke individuele chloornitrobenzeen. In de praktijk fungeren ze tevens als somnorm (zie VROM, 2000). Dit houdt in dat de som van de verbindingen in een dergelijke groep ook getoetst kan worden aan de groepnorm. Als namelijk verondersteld wordt dat alle verbindingen een gelijke toxiciteit hebben, is immers de norm voor een mengsel van deze stoffen gelijk aan de norm van een enkele stof uit de groep. Toxicologisch gezien is dit het geval, als de stoffen daadwerkelijk een vergelijkbare structuur en toxiciteit hebben. Indien de stoffen binnen de groep verschillen in toxiciteit en of werkingsmechanisme, kan de mengseltoxiciteit van verschillende mengsels (bij gelijke somconcentratie) daarmee ook variëren. In die gevallen is het toepassen van een groepnorm onjuist.

Somnormen zijn normen die gelden voor een mengsel van verbindingen, bijvoorbeeld verschillende chloorbenzenen of verschillende polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK). Somnormen worden tevens afgeleid voor isomeren met sterk gelijkende toxische en fysisch-chemische eigenschappen (Verbruggen et al., 2001). In het algemeen zijn somnormen gewenst voor verbindingen die meestal als mengsel in het milieu voorkomen. Het toetsen van het mengsel aan de somnorm is eenvoudiger dan het toetsen van alle individuele verbindingen in het mengsel. Een voorbeeld van een somnorm is de interventiewaarde DDT, die geldt voor de som van DDD, DDE en DDT.

Somnormen worden vaak berekend voor stoffen met een zelfde werkingsmechanisme. Door per stof de blootstellingsconcentratie te delen door de risicogrens (bijvoorbeeld het MTR) kan een risico-quotiënt worden berekend (zie paragraaf 2.1). De risicogrens voor de groep verbindingen wordt overschreden als de som van de afzonderlijke risico-quotiënten groter is dan één. Een voordeel van deze benadering ten opzichte van groepnormen is dat het verschil in toxiciteit tussen de verbindingen (enigszins) kan worden meegewogen. Bestaande somnormen zijn echter ook vaak bepaald door het middelen van de toxiciteit zoals bij groepnormen of op basis van andere pragmatische overwegingen.

1.4 Doel en leeswijzer

De momenteel gebruikte groep- en somnormen zijn niet volgens een consequente methodiek bepaald. Zo zijn er voor sommige stofgroepen naast somnormen ook normen voor de individuele stoffen, of is het onduidelijk of de somnorm ook geldt voor de streefwaarde (zie VROM 1999, p. 44). Daarnaast is de onderbouwing van de groep- en somnormen niet goed beschreven en vaak niet toxicologisch onderbouwd. Dit rapport heeft tot doel om te inventariseren hoe alle huidige groep- en somnormen (INS, 1999) zijn afgeleid en of het gebruik in de praktijk overeenstemt met hoe groep- en somnormen wetenschappelijk bedoeld zijn.

In hoofdstuk 2 worden de huidige groep- en somnormen besproken en zo mogelijk gekoppeld aan het gebruik in de praktijk. De gebruikspraktijk is ontleend aan verschillende interviews (zie bijlage 1).

In hoofdstuk 3 worden de verschillende normen geëvalueerd op bruikbaarheid en juistheid van onderbouwing. Het afleiden van groep en somnormen wordt ondersteun met een stroomschema waarin de hoeveelheid data en de samenstelling van het mengsel een rol spelen. Hoofdstuk 4 bevat de conclusies en aanbevelingen.

2. Huidige groep- en somnormen

In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de theoretische concepten voor de bestaande groep- en somnormen, in welk kader ze gebruikt worden en hoe ze zijn afgeleid. Specifieke kenmerken en opmerkingen uit de interviews worden bij de desbetreffende norm vermeld.

2.1 Mengseltoxiciteit-concepten in de normstelling

De huidige implementatie van mengseltoxiciteit in de normstelling gaat uit van relatief eenvoudige concepten, die hieronder kort worden besproken.

Alle concepten zijn in principe gebaseerd op de theorie van concentratie-additie, waarbij er vanuit gegaan wordt dat stoffen een zelfde werkingsmechanisme hebben, een gelijkvormige dosis-effect relatie hebben en als ‘verduunningen’ van elkaar kunnen worden gezien (zie verder Mesman en Posthuma, 2003). In de praktijk wordt deze methode ook gebruikt voor mengsels van stoffen met verschillende werkingsmechanismen. Een belangrijke constatering is dat de theorie over mengseltoxiciteit ontwikkeld zijn voor effecten op individuele organismen. De werkhypothese is, dat deze theorie eveneens van toepassing is voor normstelling (Hamers et al., 1996; Traas et al., 2002). In hoeverre deze theorie de effecten van mengsels op levensgemeenschappen en ecosystemen met vele soorten verklaart, is momenteel onderwerp van nader onderzoek

Een somnorm kan op verschillende manieren bepaald worden. Een veelgebruikte methode is het middelen van normen voor individuele stoffen. Een andere veelgebruikte methode is het samenvoegen van alle data van de groep stoffen, en daaruit wordt een norm voor de groep stoffen afgeleid die tevens (vaak impliciet) als somnorm fungeert.

Voor stoffen met een specifiek werkingsmechanisme kan de meest toxische verbinding genormeerd worden, waarna deze als somnorm geldt voor de toxiciteit van een mengsel van stoffen met hetzelfde werkingsmechanisme (zie vergelijking 3).

Stoffen met vergelijkbare toxiciteit

Ten eerste kan de somnorm uitgedrukt worden als een totaalconcentratie in water of bodem. Deze methode berust op de aanname dat de stoffen een vergelijkbare toxiciteit hebben in het betreffende medium, en dat de concentraties optelbaar (additief) zijn met betrekking tot het uiteindelijke effect. Dit is het meest voor de hand liggend als de stoffen een zelfde werkingsmechanisme hebben (Verbruggen et al., 2001). De som van de concentraties van individuele verbindingen wordt dan getoetst aan de somnorm:

$$\sum_{i=1..n} C_i \leq \text{somnorm} \quad [1]$$

Stoffen met verschillende toxiciteit; schaling op norm

Een tweede methode maakt gebruik van de schaling van de concentraties op de norm (bijv. de interventiewaarde). Hierbij worden de concentraties van de verbindingen gedeeld op de norm, zodat een relatieve maat ontstaat, namelijk de fractie van de norm die 'opgevuld' is. Deze fractie wordt ook wel een risicoquotiënt genoemd. De toxiciteit van de combinatie van stoffen wordt getoetst door de fracties (voor 1 tot n stoffen) op te tellen en te toetsen aan de relatieve norm die door dezelfde schaling nu 1 is geworden:

$$\frac{conc_1}{norm_1} + \frac{conc_2}{norm_2} + \dots \frac{conc_n}{norm_n} \leq 1 \quad [2]$$

Het eerste voorstel hiervoor is gelanceerd door Van den Berg en Roels (1991) als basis voor de mengseltoxiciteit in interventiewaarden. Deze formule gaat eveneens uit van concentratie-additiviteit van de verbindingen. Deze berekening is naar analogie van de schaling van toxiciteit op basis van toxic units (e.g. Sprague, 1970). De aanname hierbij is dat de schaling op de norm een goede maat is voor de toxiciteitsverschillen tussen de verschillende stoffen. De vraag is of dit wel geldt, omdat de normen niet op dezelfde manier zijn bepaald door verschillende in databeschikbaarheid. Dit betekent dat de norm voor stof A een HC5 kan zijn op basis van soortgevoeligheidsverdelingen van NOECs (zie Aldenberg en Jaworska, 2000) en de norm voor stof B bijvoorbeeld is afgeleid op basis van een veiligheidsfactor op de laagste LC50 waarde.

Stoffen met verschillende toxiciteit; schaling middels TEF's

Een derde methode van concentratie-additie wordt gebruikt voor verbindingen die aangrijpen op dezelfde (cellulaire) receptor in organismen. Om de mengseltoxiciteit op dezelfde receptor te bepalen, wordt de meest toxische verbinding in de groep als relatieve maat genomen (en op 1 gesteld). De toxiciteit van de andere verbindingen kan nu als fractie van de meest toxische worden uitgedrukt. Hiervoor worden toxiciteit equivalentie factoren (TEF's) gebruikt. Er is veel vergelijkend toxicologisch onderzoek nodig om deze factoren vast te stellen. Op dit moment worden TEF's vooral gebruikt voor de somtoxiciteit van dioxines en PCB's die op dezelfde receptor als dioxine aangrijpen. Met onderstaande formule kan dan vervolgens de totale toxiciteit worden uitgedrukt als toxiciteits equivalent (TEQ) van de meest toxische verbinding:

$$\sum_{i=1,n} C_i \cdot TEF_i = TEQ \quad [3]$$

De norm waaraan getoetst wordt, is eveneens uitgedrukt in de TEQ eenheid. Door bovenstaande optelregel toe te passen op het mengsel, wordt vervolgens getoetst of de TEQ de toegestane hoeveelheid TEQ niet overschrijdt.

2.2 Evaluatie

Metalen - somnorm

Voor metalen zijn geen ecotoxicologische groep- of somnormen afgeleid door het RIVM. In het overzicht 'stoffen en normen' (VROM, 1999) en in de notitie geactualiseerde milieukwaliteitsnormen bodem, water (Stuurgroep INS, 1999) zijn dan ook geen groep- of somnormen opgenomen.

Bij beoordeling van saneringsurgentie wordt echter wel gebruik gemaakt van een somnorm voor metalen. Bij het beoordelen van verontreinigde locaties kan gebruik gemaakt worden van een programma voor Saneringsurgentie Systematiek (SUS), een implementatie van CSOIL zoals ontwikkeld bij het RIVM (cf. Van den Berg, 1995; Otte et al., 2001). In de ecotoxicologische beoordeling van verontreiniging zoals geïmplementeerd in SUS is een somnorm voor de metalen lood, kwik en cadmium in gebruik. Ook de humane risicobeoordeling van metalen maakt gebruik van een somnorm. In dit programma worden de humane (Van Wijnen et al. 1985) en ecologische risico's van de metalen lood, kwik en cadmium opgeteld middels risico-quotiënten². Een ecologisch risico-quotiënt is het quotiënt van de blootstellingsconcentratie (EC) en de HC50. Wanneer deze kleiner dan 1 is, is er geen risico. Bij mengseltoxiciteit wordt in SUS uitgegaan van het concept van concentratie-additie (cf. Mesman en Posthuma, 2003). Bij onafhankelijke werking van de componenten is het effect bij gecombineerde blootstelling gelijk aan de som van de effecten per component bij enkelvoudige blootstelling. Het ecologische risico van de aanwezigheid van twee stoffen uit een stofgroep is dan gelijk aan de som van de risicoquotiënten van de individuele stoffen.

4-chloormethylfenolen - groepnorm

Voor 4-chloormethylfenolen wordt een indicatief niveau voor ernstige verontreiniging gehanteerd (VROM 1999, p 141). Deze norm geldt voor de twee verschillende vormen: 4-Chloor-2-methylfenol (PCOC) en 4-Chloor-3- methylfenol (PCMC). In de risico-analyse rapporten van de EU voor 4-chloormethylfenolen worden de toxiciteitsgegevens gecombineerd. De EU-RAR veronderstelt dat de stoffen een zelfde werkingsmechanisme hebben. Een RIVM rapport over de normafleiding voor deze twee stoffen is recent afgerond (Janus en Posthumus, 2002) waarbij tevens de gegevens voor de individuele stoffen zijn gegeven.

² Een risico-quotiënt is in dit geval het quotiënt van de blootstellingsconcentratie (EC) en de HC50. Wanneer deze kleiner dan 1 is, is er geen urgentie, immers de HC50 wordt niet bereikt. Bij combinatietoxiciteit wordt in SUS uitgegaan van additie. Bij onafhankelijke werking van de componenten is het effect bij gecombineerde blootstelling gelijk aan de som van de effecten per component bij enkelvoudige blootstelling. Het ecologische risico van de aanwezigheid van twee stoffen uit een stofgroep is dan gelijk aan de som van de risicoquotiënten van de individuele stoffen.

Niet-gehalogeneerde monocyclische aromaten-somnorm

Voor niet-gehalogeneerde monocyclische aromaten bestaat een somnorm in het kader van het besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen (BAGA)³ zoals vermeld in (VROM, 1999; p. 142). Voor de eerste stap in de beoordeling van bodemverontreiniging bestaat een somnorm voor vluchtige aromatische koolwaterstoffen (zie NEN, 1999). Indien deze wordt overschreden is nader bodemonderzoek vereist. Deze wordt gebruikt voor een somwaarde, zoals geïmplementeerd in SUS uitgaande van concentratie-additie. De risico-quotiënten voor een groep vluchtige aromatische koolwaterstoffen worden opgeteld: benzeen, ethylbenzeen, fenol, cresolen, toluen, xylenen, catechol, resorcinol, hydrochinon. Ook hier wordt gebruik gemaakt van het concept van concentratie-additiviteit.

Aromatische oplosmiddelen - somnorm

De circulaire bodemsanering (VROM, 2000) noemt een indicatief niveau voor ernstige bodemverontreiniging voor een gestandaardiseerd mengsel aromatische oplosmiddelen, aangeduid als 'C9-aromatic naphta'. Dit bestaat uit o-xyleen, i-isopropylbenzeen, n-propylbenzeen, 1-methyl-4 ethylbenzeen, 1-methyl-3-ethylbenzeen, 1-methyl-2-ethylbenzeen, 1,3,5-trimethylbenzeen, 1,2,4-trimethylbenzeen, 1,2,3-trimethylbenzeen, en andere alkylbenzenen. De milieuchemische eigenschappen van de stoffen in deze groep en vermoedelijk werkingsmechanisme zijn redelijk vergelijkbaar zodat een somnorm voor de bodem toxicologisch verdedigbaar is. De toxicologische onderbouwing van deze somnorm is echter onbekend.

Chlooranilines – groepnorm. Voor *monochlooranilines* is een interventiewaarde vastgesteld voor bodem, waterbodem en grondwater (Slooff et al., 1991). Voor *dichloor-*, *trichloor-*, *tetrachloor-* en *pentachlooranilines* zijn voor bodem, waterbodem en grondwater indicatieve niveau's ernstige grondwaterverontreiniging vastgesteld. Ook voor deze groepen gelden (verschillende) groepnormen. De toxicologische onderbouwing voor de indicatieve niveau's ontbreekt. In een vrij recent INS rapport zijn MTR's en VR's vastgesteld voor verschillende groepen van *chlooranilines*, *(chloor)methyl-* en *(chloor)nitroanilines*. De afleiding van normen is zoveel mogelijk gebaseerd op het combineren van toxiciteitsgegevens voor isomeren, uitgaande van hetzelfde werkingsmechanisme en concentratie-additie. Op deze wijze is voor elke groep isomeren (bijvoorbeeld dichlooranilines) een enkele waarde afgeleid. In het geval van blootstelling aan meer dan één isomeer, fungeert dit getal als somnorm.

Chloorbenzenen - somnorm

Deze somnorm is aanwezig voor de streefwaarde en de interventiewaarde en geldt voor de som van mono-chloorbenzeen, dichloorbenzenen(som), trichloorbenzenen(som), tetrachloorbenzenen(som), pentachloorbenzeen en hexachloorbenzeen. Deze somnorm is een optelsom van verschillende somnormen voor di- tri- en tetrachloorbenzenen. Voor elke groep chloorbenzenen is daarnaast ook een streefwaarde aanwezig waaraan de stoffen individueel getoetst kunnen worden. De toxicologische onderbouwing voor deze somnormen is problematisch omdat er binnen de afzonderlijke groepen al verschillen in toxiciteit lijken

³ Vanaf 1 januari 2002 vervangen door de Europese afvalstoffenlijst (EURAL).

te bestaan (cf. Verbruggen et al., 2001). Daarnaast zijn de (toxische) eigenschappen van de hoger-gechloreerde chloorbenzenen verschillend van de lager gechloreerde en verschillen de stoffen in de mate van bioaccumulatie. In de recente herziening van interventiewaarden (cf. Verbruggen et al., 2001) zijn er vanwege deze problematiek geen nieuwe ecotoxicologische somnormen afgeleid voor chloorbenzenen.

In de praktijk worden chloorbenzenen vaak gemeten en getoetst aan de somnorm. In de standaard NEN bepaling worden de individuele chloorbenzenen wel bepaald, en kan er dus zowel aan de som- als aan de (nieuwe) individuele norm worden getoetst.

Chloorfenolen – somnorm

Voor chloorfenolen zijn vergelijkbare somnormen en individuele normen opgesteld als voor chloorbenzenen. De onderbouwing hiervan is te vinden in Janus et al. (1991).

De streefwaarde en de interventiewaarde betreft de som van monochloorfenolen (som), dichloorfenolen(som), trichloorfenolen(som), tetrachloorfenolen(som), en pentachloorfenol. Net als bij de chloorbenzenen is de somnorm samengesteld uit somnormen per halogeneringsgraad van de chloorfenolen. Voor elke groep chloorfenolen is daarnaast ook een individuele norm om aan te toetsen voor grondwater, wat mogelijk is met de huidige NEN bepaling. Voor de huidige beoordeling van bodemverontreiniging wordt deze somnorm gebruikt op het niveau van interventiewaarden en streefwaarden, zoals geïmplementeerd in SUS uitgaande van concentratie-additie waarbij de risicoquotiënten voor alle chloorfenolen worden opgeteld. In één van de interviews werd genoemd dat chloorfenol-mengsels in verontreinigings-situaties minder vaak voorkomen dan chloorbenzenen, zodat de precisie van de somnorm wellicht minder relevant is.

Net als bij de chloorbenzenen geven recente inzichten aan dat het toxicologisch gezien problematisch om alle chloorfenol-groepen op te tellen vanwege verschillen in werkingsmechanisme en fysisch-chemisch gedrag (cf. Verbruggen et al., 2001). In de herziening interventiewaarden zijn de groepsnormen voor chloorfenolen (mono, di, tri etc.) verdwenen. In plaats daarvan zijn voor elke halogeneringsgroep normen voor de individuele isomeren afgeleid, alhoewel in de meeste gevallen de afgeleide normen minder dan een factor 10 van elkaar verschillen.

Chloornitrobenzenen - groepsnorm

Mono- en dichloornitrobenzenen kennen een groepsnorm voor de streefwaarde voor bodem en waterbodem. Deze heeft betrekking op mono- en dichloornitrobenzenen (VROM, 1999; p. 148). De onderbouwing van deze groepsnorm is niet te achterhalen.

In de praktijk is er weinig zicht op het belang van deze stofgroep, omdat deze niet standaard meegenomen wordt in het bodemonderzoek vanwege het ontbreken van een (indicatieve) interventiewaarde om aan te toetsen.

Cresolen - somnorm

De somnorm voor cresolen geldt voor de som van ortho-meta- en para-cresol, met streef- en interventiewaarden voor bodem, waterbodem en grondwater (VROM, 1999).

Toxicologisch gezien zijn er twijfels bij deze somnorm, het is niet onwaarschijnlijk dat de werkelijke toxiciteit bepaald wordt door de toxiciteit van PAK die vaak samen voorkomt met cresolen. Uit de interviews bleek dat cresolen vermoedelijk meer vanwege de stank overlast dan vanwege toxiciteit worden onderzocht.

Ftalaten/ftalaatesters – somnorm

De huidige som ftalaten/ftalaatesters betreft een streef- en interventiewaarde voor bodem, waterbodem en grondwater. De huidige somnorm is niet toxicologisch onderbouwd op basis van werkingsmechanisme. De toxicologie van deze groep stoffen is inmiddels uitgebreid onderzocht (cf. Van Wezel en Van Vlaardingen, 1999b; Verbruggen et al., 2001; ECB, 2002). Binnenkort wordt voor de EU risicoanalyse afgesloten en gepubliceerd. VROM heeft deze stofgroep in behandeling gegeven bij het RIVM. De definitieve normen voor dibutylftalaat (DBP), di(2-ethylhexyl)ftalaat (DEHP), benzylbutylftalaat (BBP), dioctylftalaat, di-‘isodecyl’ftalaat en di-‘isononyl’ftalaat zijn in afwachting van de EU-RAR publicaties volgens EU richtlijn 1488/94. Sommige van deze ftalaten hebben vermoedelijk een specifieke, narcotische werking (Verbruggen et al., 2001). Voor andere ftalaten is vastgesteld dat ze effecten veroorzaken die analoog zijn aan de werking van natuurlijke hormonen. De beschikbare data geven geen uitsluitsel over deze verschillen maar een somnorm is niet voorgesteld in het rapport van Verbruggen et al. (2001).

De toxiciteit van de endocrien actieve ftalaten zou uitgedrukt kunnen worden als equivalenten van oestrogenen (de zgn. TEF benadering⁴) en op deze wijze is een somnorm mogelijk voor de ftalaten met endocriene activiteit (zie later bij dioxine en PCB's). In de praktijk is het hanteren van deze somnorm problematisch omdat er geen geharmoniseerd analyse protocol is. Hierdoor is de norm voor deze stoffen niet consequent en is vergelijking van somnorm-overschrijdingen op verschillende locaties niet gestandaardiseerd. De toxicologische implicaties van overschrijding zijn daarmee ook onvoldoende gedefinieerd.

Xylenen - somnorm

De huidige somnorm voor xylenen is de som van ortho-, meta- en paraxyleen, voor alle compartimenten behalve lucht en heeft een streef- en interventiewaarde.

De afleiding van deze somnorm is gebaseerd op Van de Plassche et al. (1993) waarin voor elke individuele component een MTR werd afgeleid op basis van QSARs. De som-xyleen MTR voor water werd gebaseerd op het gemiddelde voor o-, m- en p-xyleen. De som-MTR voor bodem en sediment is afgeleid met behulp van evenwichtspartitie. De herziene som-MTR voor xyleen (Verbruggen et al., 2001) is opnieuw gebaseerd op het gemiddelde van de individueel bepaalde HC50's en MTR's, omdat zowel de toxiciteit als de fysisch-chemische eigenschappen weinig verschillen tussen de isomeren.

⁴ De TEF benadering is ontwikkeld om de toxiciteit van dioxine en PCB congenen uit te drukken als fractie van de meest toxische verbinding, TCDD. Deze fractie heet de 'toxiciteits equivalent factor' (TEF). Deze benadering geldt alleen voor stoffen die eenzelfde werkingsmechanisme hebben, c.q. op dezelfde (cellulaire) receptor aangrijpen. Door nu voor alle stoffen in de groep de blootstelling van deze stoffen te vermenigvuldigen met de TEF, en daarna te sommeren, is deze somtoxiciteit van een bepaalde specifieke werking berekend. Voor ftalaten zouden de TEF's bijvoorbeeld gebaseerd kunnen worden op basis van de ftalaat met de grootste effecten.

Gechloreerde PAK's - somnorm

De somnorm voor gechloreerde PAK voor gevaarlijk afval is afgeleid in het kader van normen voor producten en afval, besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen (BAGA, klasse A. Er bestaan geen door het RIVM afgeleide somnormen voor het VR, MTR of SRC voor gechloreerde PAK's op basis van ecotoxicologische gegevens.

Geoxideerde PAK's - somnorm

In het stoffen en normen overzicht (VROM, 1999) wordt een somnorm interventiewaarde vermeld voor geoxideerde PAK's voor bodem, waterbodem en grondwater. De product- en afvalnorm in het kader van het besluit aanwijzing gevaarlijke afvalstoffen (BAGA) is gelijk aan de vorige groep. In de circulaire (VROM, 2000) komt deze groep echter niet meer voor. Er bestaat geen door het RIVM afgeleide somnorm voor het VR, MTR of SRC voor geoxideerde PAK's op basis van ecotoxicologische gegevens.

Polycyclische aromatische koolwaterstoffen (PAK) - somnorm

Onder PAK wordt verstaan de som van anthraceen, benzo[a]anthraceen, benzo[k]fluorantheen, benzo[a]pyreen, chryseen, phenanthreen, fluorantheen, indeno[1,2,3-cd]pyreen, naphthaleen en benzo[ghi]peryleen. De somwaarde voor PAK geldt voor de totaal concentratie van de verbindingen uit de betreffende groep. Als er slechts 1 verbinding is, geldt de somwaarde voor de verbinding, als er twee of meer zijn geldt de waarde voor de som van de verbindingen (circulaire VROM (2000)). De toetsing van PAK aan de streefwaarde gebeurt op dezelfde wijze volgens toetsing aan een som-streefwaarde (VROM, 1999). Het programma SUS vermeldt dat voor grondwater echter gebruik gemaakt dient te worden van risico-quotiënten met de individuele interventiewaarden voor elke verbinding, die volgens de additie-regel worden opgeteld, en getoetst worden aan formule 2. De huidige rekenregel voor humane risico's van PAK's in bodem werkt op een zelfde manier. De MTR voor oppervlaktewater kent geen somnorm, maar MTR's voor de individuele PAK. Voor de verwerking van baggerspecie is een voorlopige toetsingswaarde vastgesteld voor somPAK die lager is dan de interventiewaarde voor som-PAK. In interviews werd opgemerkt dat er soms afwijkingen van som-PAK worden gehanteerd, de provincie Zuid-Holland hanteert bijvoorbeeld een som van 7 PAK's.

De onderbouwing van de huidige norm voor mengseltoxiciteit van PAK is gegeven in een advies van de TCB (1989). Hierin wordt beredeneerd dat, gegeven een gelijk (narcotisch) werkingsmechanisme voor de verschillende PAK's, de somnorm voor bodem slechts afhankelijk is van het organisch stofgehalte van de bodem en de bodemconcentraties van PAK daarmee optelbaar zijn.

De toxiciteit van de individuele PAK leidt, bij veronderstelling van een gelijk (narcotisch) werkingsmechanisme, tot verschillende toxische concentraties in water. De TCB stelt voor om hier bij de toetsing van mengseltoxiciteit rekening mee te houden. Voor de carcinogene werking van PAK stelt de TCB (1989) voor om de toetsing van grondwater aan de norm te baseren op de som van de risicoquotiënten (formule 2). Deze rekenregel is geïmplementeerd in SUS voor de toetsing van grondwaterconcentraties aan interventiewaarden. Daarnaast is deze rekenregel ook aanbevolen voor het sommeren van de PAK risico's richting de mens.

PAK kunnen als groep beoordeeld worden op basis van hun carcinogene potentie voor de mens (geldt voor 12 van de 17). Deze potentie wordt uitgedrukt ten opzichte van benzo(a)pyreen. De totale toxiciteit kan zodoende in B(a)P-equivalenten worden uitgedrukt (Baars et al., 2001).

De mengseltoxiciteit van PAK is ingewikkeld omdat de 10 VROM PAK's verschillende werkingsmechanismen hebben, afhankelijk van de groep organismen waar naar gekeken wordt (cf. Kalf et al., 1995). Sommige PAK's kunnen daarnaast meer toxisch worden door de inwerking van licht (zgn. fototoxiciteit, cf. Wiegman et al., 2002). Op basis van dierproeven blijkt een aantal PAK's carcinogeen, hetgeen echter voor de ecotoxicologische risicobeoordeling en normstelling niet wordt meegenomen (cf. Roex et al., 2001). In verband met de verschillende werkingsmechanismen van de huidige 10 PAK's werden door Kalf et al. (1995) en Verbruggen et al. (2001) geen nieuwe risicogrenzen voor de somPAK afgeleid. Na afronding van lopend PAK onderzoek dat door VROM wordt gefinancierd, kunnen nieuwe (som)PAK normen worden afgeleid.

Vluchtige halogeenverbindingen (VOX)

VOX wordt in 'stoffen en normen' (VROM, 1999) op twee plaatsen genoemd. VOX heeft betrekking op gechloreerde alifatische koolwaterstoffen. Uit interviews blijkt dat onduidelijk is op welke groep verbindingen deze norm precies betrekking heeft, en in welk kader deze norm is afgeleid. Soms wordt onder VOX onjuist verstaan de som van alifatische en aromatische gechloorde koolwaterstoffen.

Voor de MTR oppervlaktewater wordt een somnorm genoemd. Voor de interventiewaarde bodem en grondwater wordt vermeld, dat deze geldt voor individuele chloorkoolwaterstoffen. VROM ziet dit getal als bovengrens maar dit wordt in de praktijk niet altijd als zodanig gehanteerd. Hoe en waaraan de mengseltoxiciteit moet worden getoetst is niet beschreven in 'stoffen en normen' (VROM, 1999).

In SUS is de toetsing aan de interventiewaarde voor een bepaalde groep van vluchtige halogeenverbindingen beschreven. Deze groep bestaat in SUS uit de volgende stoffen: 1,2-dichloorethaan, dichloormethaan, tetrachloormethaan, tetrachlooretheen, trichloormethaan, trichlooretheen en vinylchloride. De mengseltoxiciteit wordt getoetst middels risicoquotiënten (formule 2). De groep stoffen in deze rekenregel is echter niet gedocumenteerd in 'stoffen en normen' en is niet afgeleid in INS normstellingsrapporten.

De circulaire SIB (VROM, 2000) vermeldt in bijlage A geen streef- of interventiewaarde voor VOX maar wel voor EOX (zie onder). De documentatie van de NEN norm voor verkennend bodemonderzoek (NEN 5740) vermeldt dat er een triggerwaarde EOX (extraheerbaar organische chloorverbindingen) is. Indien deze wordt overschreden, dienen er een aantal analyses te worden uitgevoerd. Deze analyses vinden plaats op PCB's, DDT, choorbenzenen etc. Echter, de gechloreerde alifatische koolwaterstoffen worden pas genoemd bij de analyse van grondwaterwatermonsters, waarbij tevens wordt gesteld dat de analyse van deze groep problematisch is. In conclusie kan gesteld worden dat de status en implementatie van de VOX somnorm of triggerwaarde voor bodem en oppervlaktewater onduidelijk is.

Extraheerbaar organische chloorverbindingen EOX (EOCl) - som triggerwaarde

In de circulaire interventiewaarde is een streefwaarde opgenomen voor EOX. De bovengenoemde onderzoeksstrategie aan de hand van een triggerwaarde EOX wordt hierin vermeld, echter met een 10 keer lagere waarde dan in de NEN beschrijving (1999). Overschrijding van de trigger is geen oordeel over verontreiniging, maar moet leiden tot aanvullend onderzoek. In het kader van de WVO drinkwaterbereidingsnorm bestaat er ook een EOX norm. De relatie van deze norm met de andere EOX normen is onbekend.

CFK's - somnorm

Voor deze groep bestaat geen streef- of interventiewaarde. Voor gevaarlijk afval en samenhangende grondwaterverontreiniging bestaat een BAGA norm voor organische halogeenvverbindingen. Uit interviews blijkt dat men in het algemeen niet bekend is met deze somnorm, en het nut ervan wordt betwijfeld.

Totaal pesticiden - somnorm

Op het gebied van pesticiden bestaan er een groot aantal somnormen, zowel voor groepen verbindingen (zie onder) als voor pesticiden als totaal (zie (VROM, 1999)). De status van sommige somnormen is onduidelijk omdat ze niet genoemd worden in de circulaire SIB (VROM, 2000), waarschijnlijk omdat ze niet vallen binnen het kader van de wet Bodembescherming.

Het waterleidingbesluit kent een som 'pesticiden totaal' waarbij de som wordt bedoeld van: organochloorpesticiden, cholinesterase remmers, carbamaten, polyhalogeene bifenylen en terfenylen en 'andere bestrijdingsmiddelen'. Oftewel: dit is een somnorm van alle bestrijdingsmiddelen. Een dergelijk equivalent bestaat niet voor het interventiewaarden kader, waarschijnlijk omdat deze niet gebaseerd is op risico's voor mens en of ecosysteem.

Niet-chloorpesticiden - groepnorm

In 'stoffen en normen' (VROM, 1999) wordt een interventiewaarde bodem en waterbodem genoemd voor individuele niet-chloorpesticiden. De herkomst hiervan is onduidelijk. In de circulaire SIB (VROM, 2000) is deze echter niet meer aanwezig en lijkt daarmee vervallen.

Organochloorpesticiden - groep-en somnorm

Naast de vorige groep wordt in 'stoffen en normen' (VROM, 1999) een interventiewaarde bodem en waterbodem genoemd voor individuele organochloorpesticiden. Ook voor deze groep geldt dat deze in de circulaire SIB (VROM, 2000) niet meer vermeld wordt en daarmee vervallen lijkt.

In het besluit kwaliteitsdoelstelling en meting WVO (geciteerd in VROM, 1999) bestaat een somnorm voor de streefwaarde waterbodem voor deze groep. Deze heeft betrekking op de som aldrin, dieldrin, endrin, heptachloor(epoxide), DDT en derivaten, hexachloorbenzeen, alfa en gamma-HCH. Deze streefwaarde komt niet voor in de circulaire SIB.

De ecotoxicologische onderbouwing van de groepnorm is gebaseerd op het gemiddelde van de interventiewaarden voor de stoffen chlordaan, heptachloor en endosulfan (Van den Berg et al., 1994) en is gemotiveerd vanuit (het middelen van) de onzekerheden in de individuele normafleiding.

cholinesterase-remmers - groep en somnorm

In 'stoffen en normen' wordt voor deze groep verwezen naar de groepnorm voor niet-chloorpesticiden, waarbij elke stof wordt getoetst aan een groepnorm. In het kader van interventiewaarden wordt getoetst middels het optellen van risicoquotiënten. De enige cholinesteraseremmers waarvoor dit in SUS gebeurd zijn carbaryl en carbofuran. De rekenregel voor cholinesterase-remmers wordt niet vermeld in de circulaire SIB. De twee bovengenoemde rekenregels zijn niet consistent.

DDT/DDD/DDE - somnorm

Onder DDT/DDD/DDE wordt verstaan: de som van DDT, DDD en DDE. De somnorm DDT bestaat uit een streefwaarde voor bodem, waterbodem, grondwater en oppervlaktewater. Daarnaast is er een interventiewaarde bodem en waterbodem (VROM 2000). De streefwaarde is onder de detectielimiet, zodat een hogere VR toetsingswaarde is vastgesteld die wel meetbaar is.

De afleiding van de MTR en het daarvan afgeleide VR is gebaseerd op de doorvergiftiging van DDD (Van de Plassche, 1994). De doorvergiftiging van DDT, DDE en DDD leidt tot lagere MTR's dan op basis van alleen directe toxiciteitsgegevens. Vanwege een gebrek aan gegevens voor de verschillende DDT isomeren en de metabolieten is gekozen voor het laagste doorvergiftigingsgetal.

In de praktijk blijken er problemen te zijn met het hanteren van de streefwaarden, omdat er in 'stoffen en normen' ook individuele streefwaarden staan voor DDT, DDD en DDE die onder de detectielimiet liggen. De streefwaarde DDT is met 0,09 µg/kg ds lager dan de VR toetsingswaarde voor de som van 0,01 mg/kg ds. Een zelfde probleem geldt voor DDD en DDE.

De interventiewaarde voor DDT is niet gedocumenteerd, maar is hoogstwaarschijnlijk gebaseerd op de redenering voor de organochloorpesticiden (zie Van den Berg et al., 1994).

Drins - somnorm

Onder drins wordt verstaan: de som van aldrin, dieldrin en endrin. De somnorm voor drins bestaat uit een interventiewaarde en streefwaarde voor bodem en waterbodem, en een interventiewaarde voor het grondwater. Naast een somnorm voor de streefwaarde zijn er voor alle drie de stoffen ook individuele streefwaarden bepaald, die gelden naast de somnorm terwijl de kwaliteit getoetst wordt aan de somnorm (VROM, 1999).

De afleiding van de MTR en het daarvan afgeleide VR is gebaseerd op doorvergiftiging van dieldrin (Van de Plassche, 1994). De doorvergiftiging van dieldrin is maatgevend geweest voor de normen voor aldrin en dieldrin omdat aldrin zeer snel in dieldrin wordt omgezet. Omdat de toxiciteit van endrin afwijkt van dieldrin, is er een aparte MTR en VR afgeleid door Van de Plassche (1994).

Toetsing van het VR voor drins is eveneens aan de hand van een somnorm die aanzienlijk hoger ligt dan de streefwaarden voor de individuele drins, waarbij de zeer lage streefwaarde voor aldrin beneden de detectielimiet ligt. Deze streefwaarde wordt door Van de Plassche niet vermeld als voorkeurswaarde omdat deze gebaseerd is op een zeer beperkte dataset. Op basis van de grotere dataset voor dieldrin is een andere streefwaarde aanbevolen.

De onderbouwing van de gehanteerde sominterventiewaarde is dezelfde als voor DDT en gebaseerd op organochloorpesticiden (totaal).

In de herziening van interventiewaarden voor drins (Verbruggen et al., 2001) wordt een HC50 voorgesteld op basis van het geometrisch gemiddelde van de HC50's voor aldrin, dieldrin en endrin. De individuele HC50's verschillen ongeveer een factor 2.

HCH isomeren (α , β , γ , δ) - somnorm

Onder HCH-verbindingen wordt verstaan: de som van alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH (lindaan) en delta-HCH isomeren. De somnorm bestaat uit een interventiewaarde voor bodem, waterbodem en grondwater en een streefwaarde voor bodem en waterbodem. Naast de som-streefwaarde zijn er individuele streefwaarden op VR niveau en MTR's voor alfa-, beta- en gamma-HCH. Er bestaan aparte drinkwaternormen voor alpha-HCH, beta-HCH, gamma-HCH maar geen somnorm.

De circulaire SIB vermeldt dat de somnormen afkomstig zijn uit de 4e Nota Waterhuishouding (NW4, 1998). De somnormen zijn opgenomen in het achtergrond-document bij de NW4, 'normen voor het waterbeheer' (CIW, 2000) maar de herkomst is onduidelijk.

De eerste RIVM rapportage over HCH isomeren (Van den Berg en Roels, 1991) vermeldt de toenmalige C-waarden die voor alpha-, gamma- en delta- HCH overeenstemmen met de huidige somnorm voor HCH. De waarde voor gamma HCH (lindaan) is weer gebaseerd op Denneman en Van Gestel (1990). Het lijkt alsof de groepnorm voor HCH isomeren hierop gebaseerd is, en deze is later als somnorm gaan fungeren zonder aanwijsbare toxicologische onderbouwing.

De RIVM rapportage over de MTR en VR van de HCH isomeren vermeldt geen voorstel voor een som-streefwaarde (Van de Plassche, 1994). Uit deze rapportage blijkt dat de verschillen in de af te leiden norm vooral komen door verschillen in bioaccumulatie en toxiciteit voor vogels en zoogdieren tussen de isomeren. De verschillende uitkomsten worden beïnvloedt door het geringe aantal toxiciteitsgegevens.

In de herziening (Verbruggen et al., 2001) is een voorstel gepresenteerd voor een somnorm, gezien de overeenkomstige fysisch-chemische en toxische eigenschappen van de isomeren. De individuele HC50's verschillen ongeveer een factor 3.

Organotinverbindingen - somnorm

Organotin omvat verschillende verbindingen zoals butyltins en fentyltins. De somnorm voor organotin bestaat uit een streefwaarde en interventiewaarde voor bodem en waterbodem, en een interventiewaarde voor grondwater. Daarnaast is er een somwaarde voor drinkwaterbereiding, die echter even hoog is als de totaal pesticidennorm van het Waterleiding besluit (WLB).

Voor tributyltinverbindingen (waaronder tributyltinoxide, TBTO) en trifenyltinverbindingen bestaan aparte, lage VR en MTR waarden voor bodem en waterbodem. De toetsing aan de streefwaarde gebeurt echter op de som organotin. De streefwaarde voor grondwater is voor de individuele verbindingen bepaalt, en als range weergegeven in de circulaire SIB (VROM 2000). Dit suggereert toetsing aan een somnorm, terwijl deze niet gedocumenteerd is. In 'normen voor het waterbeheer' (CIW, 2000) wordt een som-streefwaarde voor het

grondwater gegeven die echter niet is gedocumenteerd. Omdat de vermelde waarde lager is dan de streefwaarden voor alle individuele organotinverbindingen, moet getwijfeld worden aan de juistheid van dit getal.

De onderbouwing van de som interventiewaarde is gebaseerd op Van den Berg et al. (1994). De afgeleide somnorm in dit rapport is de hoogste van de risicogrenzen voor TBTO en trifenyltins. De somnorm zoals uiteindelijk vermeld in de normoverzichten van VROM lijkt gebaseerd te zijn op het gemiddelde van de twee onderzochte tinverbinding groepen.

Cyaniden

Op dit moment zijn er streef- en interventiewaarden voor cyaniden(complex) in waterbodem, bodem en grondwater. De interventiewaarden voor vrij cyanide $[CN^-]$ en thiocyanaten $[SCN^-]$ werd gelijk gesteld en fungeert daardoor tevens als somnorm. De streefwaarde voor grondwater geldt alleen voor vrij cyanide.

De huidige normen zijn niet ecotoxicologisch onderbouwd volgens Verbruggen et al. (2001). In dit rapport wordt geconstateerd dat er onvoldoende ecotoxicologische gegevens zijn om voor vrij en complex cyanide een bodem of waterbodem norm vast te stellen. zodat alleen voor thiocynaat een bodemnorm is afgeleid. De nieuw afgeleide $SRCECO$ voor water is gelijk voor vrij en complex cyanide zodat hiervoor een enkele ecotoxicologische norm kan gelden. De herziening van de cyanide norm is uitgebreid gedocumenteerd (Koster, 2001; Baars et al., 2001, Lijzen et al., 2002).

Olie - somnorm

Olie komt voor in vele mengsels, bestaande uit allerlei alifatische en aromatische koolwaterstoffen, van lichte(korte) tot zware (lange of polycyclische) moleculen. De huidige olienorm bestaat uit een streef- en interventiewaarde voor bodem, waterbodem en grondwater. Wanneer de olie ook producten als benzine of huisbrandolie bevat, dienen aromatische en/of polycyclische koolwaterstoffen ook bepaald te worden. Deze stoffen kunnen dan getoetst worden aan de individuele normen voor deze stoffen (circulaire SIB, VROM 2000).

Voor olie is geen ecotoxicologische onderbouwing van de norm aanwezig, wel is reeds in het kader van humane risico's een voorstel gedaan voor herziening van de norm (Franken et al., 1999). Hierbij wordt rekening gehouden met de toxiciteit van verschillende oliefracties die geselecteerd kunnen worden op ketenlengte (bijv C4-C10) en of kookpunt. De verhouding waarin de fracties aanwezig zijn in het mengsel bepaalt uiteindelijk de norm.

De ecotoxicologische onderbouwing van de norm wordt momenteel onderzocht. Ook hier zal de samenstelling van de mengsels bepalend worden voor de norm, op basis van de toxiciteit van de onderscheiden (groepen) verbindingen (Verbruggen, in prep.).

PCB - somnorm

Voor PCB's bestaan er streef- en interventiewaarden voor bodem, waterbodem en grondwater.

Onder de som polychloorbifenylen wordt verstaan: de som van de indicator PCB's nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180. De streefwaarde geldt voor de som zonder PCB 118 zoals vermeld

in de circulaire SIB (VROM, 2000). De onderbouwing van deze regels ontbreekt in de circulaire.

PCB's komen per definitie in mengsels voor net als olie, PCDD's, PCDF's, PAK's. Het RIVM heeft bij de herziening van de MTR's en VR's voor PCB's de norm voor PCB's berekend op basis van de (co)planaire PCB's die een dioxine-achtige werking vertonen (Van Wezel et al, 1999). De PCB congenen die dit type toxiciteit vertonen zijn echter andere PCB's dan de huidige lijst congenen.

In Van Wezel et al. (1999) wordt de som-MTR voor 6 (co)planaire PCB's gebaseerd op de toxiciteit van de individuele verbindingen, en de samenstelling van de PCB-mengsels in Nederland. Omdat de mengsel patronen van PCB's in Nederland sterke overeenkomsten vertonen, kan een som-MTR worden gebaseerd op de verhoudingen van alle congenen ten opzichte van PCB 118. De som-MTR is uitgedrukt als de concentratie van PCB 118 in organisch koolstof in bodem en waterbodem.

De door Verbruggen et al. (2001) voorgestelde SRC_{ECO} is gebaseerd op slechts 3 congenen en daarmee slecht vergelijkbaar met de studie van Van Wezel et al. (1999). De voorgestelde SRC_{ECO} is een gemiddelde van de SRC_{ECO} voor de drie congenen, waarbij het doorvergiftigingspotentieel buiten beschouwing blijft (volgens afspraken in interventiewaarden kader). Hierdoor wordt tevens de keuze voor deze PCB congenen aanvechtbaar omdat de dioxine-achtige werking vooral bij vertebraten een rol speelt. De auteurs nemen zelf een voorbehoud over de geldigheid van de voorgestelde somnorm. Vanwege de verschillen tussen de kaders INS en Interventiewaarden ontstaat een discrepantie op somnormen gebied wat betreft toxicologische basis.

De gewone PCB's worden apart gezien van de (co)planaire PCB's met dioxine-achtige werking. De laatste groep PCB's wordt samen met dioxines beoordeeld met behulp van TEF's ten opzichte van 2,3,7,8 TCDD (zie paragraaf 2.1, formule 3).

PCDD's/PCDF's

Voor dioxines (PCDD's) bestaat een indicatief niveau ernstige bodemverontreiniging voor bodem, waterbodem en sediment. Deze is gebaseerd op toxiciteits-equivalenten (zie paragraaf 2.1, formule 3). Dit indicatief niveau wordt berekend met toxiciteit equivalentie factoren (TEF's) die de toxiciteit van de overige dioxines uitdrukken als fractie van de meest toxische verbinding, TCDD.

De onderbouwing van deze som-interventiewaarde is gegeven in het rapport van Van den Berg et al. (1994). Hierin wordt de som-interventiewaarde gebaseerd op de SRC_{HUMAAN} . De aanname voor deze somtoxiciteit is, dat alle stoffen aangrijpen op eenzelfde receptor (de arylhydroxylase receptor, AhR) en dat na verrekening van de relatieve potenties van de stoffen, de geschaalde effecten concentratie-additief zijn. De auteurs stellen dat de somwaarde is afgeleid voor dioxines en dibenzofuranen samen, iets wat niet is overgenomen in de circulaire SIB en in 'stoffen en normen' waar de somnorm voor dioxines geldt.

3. Evaluatie Groep- en somnormen

3.1 Overzicht mengseltoxiciteit in normstelling

Uit bovenstaande overzicht van de groep- en somnormen blijkt dat deze niet allemaal op een gelijke en consistente manier zijn afgeleid. Op zich is dit niet verwonderlijk, omdat de huidige groep- en somnormen zijn ontstaan in een periode van ongeveer 10 jaar. Daarnaast was de afleiding van milieurisicogrenzen voor interventiewaarden en de MTR's en VR's geen synchroon proces. Sommige interventiewaarden zijn van oudere datum dan de bijbehorende MTR's en VR's of omgekeerd. Pas sinds 2000 is de afspraak gemaakt om bij de ecotoxicologische afleiding van milieurisicogrenzen zowel de SRC_{ECO} (als ecotoxicologische onderbouwing voor de interventiewaarde) als de MTR en VR voor een stof te berekenen. Dit houdt in dat het in de toekomst mogelijk is om op basis van duidelijke afspraken dezelfde regels toe te passen voor mengseltoxiciteit in beide kaders, gebaseerd op dezelfde datasets.

In het voorgaande hoofdstuk is de wetenschappelijke afleiding van groep- en somnormen kort samengevat. Somnormen worden vaak gebaseerd op het gemiddelde van de norm voor de individuele stoffen. Er werden echter ook somnormen aangetroffen, gebaseerd op de laagste of hoogste norm binnen de groep. Voor sommige stoffen wordt voor het hanteren van de urgentiesystematiek gebruik gemaakt van concentratie-additie regels, volgens schaling op de norm (formule 2). Er zijn verschillende redenen voor deze divergentie in methodes bij de vaststelling en het gebruik van somnormen.

Ten eerste moeten we constateren dat voor veel verbindingen erg weinig (NOEC) data voorhanden zijn om een nauwkeurige norm af te leiden. In gevallen van geringe databeschikbaarheid wordt meestal overgegaan op het gebruik van veiligheidsfactoren bij het afleiden van de norm (Traas, 2001). In gevallen waarin het waarschijnlijk is dat bijv. isomeren van een stof een gelijke werkingsmechanisme en toxiciteit hebben, en de normen toch verschillen, kan tot middelen van de norm worden overgegaan om de onzekerheden in de normafleiding daarmee ook te middelen. Problematisch hier is de mate van verschil waarbij nog gemiddeld wordt en wanneer niet. Bij de beschreven voorbeelden zijn verschillen tussen stoffen tot een factor 5 nog gemiddeld. Vanwege het gebrek aan toxicologische onderbouwing is de normbepaling op deze manier arbitrair, en kan ook de hoogste of laagste waarde worden gekozen. Het verdient aanbeveling om deze keuze in ieder geval altijd op dezelfde manier te doen.

Ten tweede zijn er somnormen afgeleid voor groepen waarin verschillende werkingsmechanismen zijn vertegenwoordigd, bijvoorbeeld bij de PAK's, de PCB's, bestrijdingsmiddelen en chloorfenolen. Hiervoor is oorspronkelijk het concept van partiële additie voorgesteld (zie Van de Berg en Roels 1991, p. 56). In theorie is het gebruik van

concentratie-additie voor alle stoffen dan niet meer geldig, en moet een andere theorie worden gebruikt op basis van effectadditie (zie Mesman en Posthuma, 2003). In de praktijk blijkt dat voor complexe mengsels de uiteindelijke werking vaak toch concentratie-additief is ondanks verschillende werkingsmechanismen (Deneer, 2000). Uit berekeningen blijkt bovendien dat de berekende mengseltoxiciteit voor complexe mengsels weinig verschilt tussen de verschillende theoretische modellen (Mesman en Posthuma, 2003) zodat concentratie-additie als 'default' model verdedigbaar is.

In slechts enkele gevallen is er voldoende kennis beschikbaar om somnormen af te leiden volgens een goed onderbouwd toxicologisch concept. Dit betreft dan meestal een specifieke chemische klasse van verbindingen, bijvoorbeeld PCB's, waarbij de effecten van de individuele stoffen concentratie-additief zijn. Deze toxicologisch ideale situatie is echter voor de meeste hier beschreven somnormen of niet toepasbaar wegens gebrek aan kennis, of niet toepasbaar omdat het gaat om mengsels die verschillende werkingsmechanismen hebben. De conclusie is dat er behoefte is aan rekenregels voor mengseltoxiciteit die recht doen aan verschillen in toxiciteit en werkingsmechanisme en toch gebruikt kunnen worden met relatief beperkte datasets. Dit wordt verder uitgewerkt in paragraaf 3.4.

3.2 Gebruik in de praktijk

Uit interviews blijkt dat de bestaande somnormen in de praktijk gebruikt worden ter toetsing van de milieukwaliteit. De eenvoud van het toetsen op somnorm-overschrijding is voor veel beherende instanties de hoofdreden om ze toe te passen. Daarnaast spelen somnormen een rol bij historisch vergelijkingen van verontreinigingen. Voor stofgroepen die altijd als mengsels voorkomen als PAK's of PCB's is een somnorm dan een eenvoudige maat voor trendanalyse. De in de interviews gebleken problemen met groep- en somnormen hebben vaak te maken met gebrekkige afstemming tussen het normstellingskader en de uitwerkingen daarvan op beleidsterreinen als bodemsanering, en baggerspecie verwerking. Deze problematiek houdt verband met de gesignaleerde historische ontwikkeling van somnormen, waardoor sommige somnormen niet meer compatibel zijn met individuele normen.

Voor veel stofgroepen geldt, dat met de huidige analysetechnieken de individuele verbindingen in een stofgroep kunnen worden gemeten. Toetsing aan de individuele normen van deze stoffen is dan geen probleem. De somnorm is van belang wanneer verbindingen ieder individueel onder de norm vallen, maar de mengseltoxiciteit de somnorm overschrijdt. Veel van de geïnterviewden hechten veel belang aan een goede onderbouwing van de somnormen. De perceptie is dat de onderbouwing van de somnormen niet goed is of onduidelijk, waardoor toetsing aan individuele normen meer zekerheid biedt. Belangrijk werd gevonden dat toetsing aan somnormen geen ontsnappingsclausule mag zijn als deze minder streng zijn dan individuele normen. De aanwezigheid van extreem lage streefwaarden voor bepaalde organische verbindingen naast veel hogere som-streefwaarden schept verwarring. De conclusie hiervan is, dat somnormen afgestemd moeten zijn op individuele normen en dat het hanteren van individuele normen naast somnormen moet worden verduidelijkt. Een

eenvoudige oplossing voor dit probleem is dat er voortaan harmonisatie plaatsvindt: nieuwe normen voor individuele stoffen waar ook somnormen voor bestaan moeten ook leiden tot nieuwe somnormen en vice versa.

3.3 Toxicologische onderbouwing groep- en somnormen

De huidige toxicologische onderbouwing van somnormen is niet eenduidig en geeft aanleiding tot verwarring. Wanneer verbindingen fysisch-chemisch en toxicologisch sterk op elkaar lijken, is een somnorm goed te verdedigen. Wanneer verbindingen in een mengsel wel sterk verschillen in eigenschappen, zoals voor PAK, wordt er soms wel (voor grondwater) en soms niet (voor bodem) gekozen om de rekenregel voor risico-quotiënten toe te passen. Het verdient aanbeveling om voor stofgroepen met verschillende werkingsmechanismen en/of eigenschappen gebruik te maken van een zelfde rekenregel voor alle compartimenten met als argumenten transparantie en toxicologische consistentie. Omdat bodemnormen voor verwante verbindingen vaak weinig van elkaar verschillen, wordt om pragmatische redenen vaak gekozen voor het middelen van de individuele normen. Wanneer er weinig gegevens voor de individuele stoffen aanwezig zijn, kunnen deze worden samengevoegd voor het bepalen van een groepnorm die tevens fungeert als somnorm. Het is nodig dat de bestaande methoden afgewogen worden en dat de voor- en nadelen op een rijtje gezet. Daarna wordt in de laatste paragraaf (3.5) een voorstel gedaan voor implementatie in het INS project.

3.4 Evaluatie methoden voor normstelling van mengsels

In de voorgaande paragrafen is de afleiding van normen voor mengsels van stoffen besproken. In het algemeen wordt gevonden dat acute en chronische effecten van mengsels van stoffen goed beschreven worden volgens het concept van concentratie additie (CA), alhoewel hier voor (chronische effecten van) metalen een voorbehoud moet worden gemaakt.

Stoffen die in het milieu vaak als mengsel voorkomen, kunnen aan een somnorm getoetst worden waarbij rekening gehouden wordt met het gecombineerde effect van het totale mengsel op de levensgemeenschap. Individuele stoffen kunnen in een zodanig lage concentratie aanwezig zijn dat er geen effecten te verwachten zijn. Toetsing aan de norm voor een individuele stof laat dan geen risico zien. Echter, het mengsel van stoffen kan een risico voor de levensgemeenschap betekenen, omdat de somtoxiciteit wel boven een no-effect niveau uitkomt, bijvoorbeeld door concentratie-additieve toxiciteit.

Om deze problematiek hanteerbaar te maken voor de normstelling, worden hieronder voorstellen gedaan voor elke methode. Deze paragraaf geeft een samenvatting van de verschillende methodes, de voor- en nadelen ervan en een aanbeveling voor implementatie. Bij alle methodes is er vanuit gegaan dat de milieuconcentraties van stoffen waarvoor de mengseltoxiciteit wordt bepaald bekend zijn.

3.4.1 Soortgevoeligheidsverdelingen (SSD's).

In de Nederlandse afleiding van normen wordt bij voorkeur gebruik gemaakt van SSD's bij het afleiden van risicogrenzen voor het milieubeleid (Traas, 2001). Zowel de MTR als de SRC worden ontleend aan een SSD. De MTR is gebaseerd op het 5e percentiel van de SSD, de SRC_{ECO} op het 50e percentiel (mediaan) van de SSD.

Door gebruik te maken van bestaande mengseltoxiciteit-theorie (cf. Hamers et al., 1996; Traas et al., 2002) kan met behulp van de SSD's voor individuele stoffen de mengseltoxiciteit van een mengsel worden uitgedrukt als het percentage soorten die is blootgesteld boven de NOEC. Dit percentage kan worden vergeleken met het percentage bescherming dat hoort bij de Nederlandse risicogrenzen, bijv. 5% voor de MTR en 50% voor de SRC_{ECO}.

Deze aanpak heeft een aantal duidelijke voordelen:

- Maakt optimaal gebruik van de aanwezige data, mits er voldoende data zijn om SSD's voor elke individuele stof op te stellen
- Het is niet nodig om voor weinig voorkomende mengsels een somnorm op te stellen; de SSD van het mengsel wordt getoetst aan het relevante percentage soortbescherming
- Is theoretisch aantrekkelijk want is gebaseerd op statistische principes die voor alle stoffen gelden (zie ook Mesman en Posthuma, 2003).
- Is in principe voor elk mengsel toepasbaar.
- Sluit goed aan bij de huidige risico-georiënteerde filosofie, die de basis is voor de huidige normstelling.

De nadelen van deze aanpak beperken het praktische gebruik van deze methodiek:

1. De onnauwkeurigheid van SSD's neemt toe als er minder toxiciteitsdata aanwezig zijn. In veel gevallen zijn er onvoldoende data om SSD's op te stellen volgens de INS afspraken, alhoewel nieuwe schattingstechnieken (De Zwart, 2002; Aldenberg en Luttik, 2002) dit probleem kunnen ondervangen.
2. Het SSD concept in de mengseltoxicologie is nog onvoldoende gevalideerd
3. Specifieke software (momenteel in ontwikkeling bij het RIVM) is nodig om het SSD concept hanteerbaar te maken voor de toepassing van mengseltoxicologie in de praktijk.

Evaluatie

Het beschrijven van mengseltoxicologie op basis van SSD's is theoretisch haalbaar en aantrekkelijk, in principe voor alle mengsels geschikt en sluit goed aan bij de huidige risico-georiënteerde filosofie, die de basis is voor de huidige normstelling. De benodigde rekenregels zijn eenvoudig in te bouwen in een computerprogramma. Voor veel stoffen is het echter niet mogelijk om SSD's te construeren wegens het ontbreken van data. Alhoewel hiervoor nieuwe technieken beschikbaar komen, is het gebruik van SSD's in de normstelling van mengsels momenteel hierdoor nog beperkt. Een uitgebreide discussie is te vinden in Mesman en Posthuma (2003).

3.4.2 Toxiciteitsequivalenten (TEQ)

Het concept van TEQ gaat ervan uit dat de relatieve toxiciteit van verbindingen wordt uitgedrukt als een fractie van de meest toxische verbinding. Deze fractie is de toxiciteitsequivalentiefactor (TEF). Door nu de concentratie van elke stof met deze TEF te vermenigvuldigen, wordt het TEQ van elke stof bepaald. Door gebruik te maken van concentratie additie wordt vervolgens de TEQ van alle stoffen opgeteld om te komen tot het totale TEQ voor een specifiek werkende groep verbindingen.

Wanneer toxische stoffen dus een duidelijk receptor-gemedieerde toxiciteit hebben, zoals dioxine-achtige toxiciteit via de Ah-receptor, kan de mengseltoxiciteit eenvoudig bepaald worden met behulp van TEF's.

Deze aanpak heeft een aantal duidelijke voordelen:

- De methode is wetenschappelijk goed uitgewerkt
- De methode is toegepast zowel voor risico-evaluatie als voor normstelling
- De methode leidt tot een goed interpreteerbaar eindresultaat

De nadelen van deze aanpak beperken het praktische gebruik van deze methodiek:

- De methode is alleen toepasbaar voor mengsels van stoffen met een zelfde werkingsmechanisme, meestal specifiek werkende stoffen. Voor mengsels van stoffen die aangrijpen op verschillende receptoren is zij niet geschikt.
- De TEF's zijn in principe soort-specifiek. Zo zijn er voor dioxine-achtige toxiciteit TEF's voor zoogdieren, vogels en vissen afgeleid.
- De methode is 'overkill' voor narcotisch-werkende stoffen. In dit geval zijn de alle TEF's ongeveer gelijk aan 1, waardoor sommering volgens onderstaande methode van gewogen risicoquotiënten voldoende is.

Evaluatie

De TEQ aanpak is theoretisch en praktisch goed uitgewerkt en blijkt te leiden tot hanteerbare resultaten. Voor het opstellen van somnormen voor specifiek werkende stoffen is deze methode in principe geschikt, echter de vertaling naar risico's voor de leefgemeenschap is nog problematisch. Voor het berekenen van risico's van mengsels van stoffen met verschillende werkingsmechanismen is de TEQ aanpak echter niet geschikt.

3.4.3 Risicoquotiënten

Deze aanpak maakt gebruik van de schaling van de milieuconcentraties ten opzichte van de norm (bijvoorbeeld de interventiewaarde) (zie paragraaf 2.1). Hierbij worden de concentraties van de verbindingen gedeeld op de norm, zodat een risicoquotiënt (RQ) als relatieve maat resulteert, namelijk de fractie van de interventiewaarde die 'opgevuld' is. De methode rekent eerst de RQ's uit voor elke verbinding, uitgaande van de lokale concentraties voor de n stoffen (of stofklasse) in het mengsel:

$$\sum RQ = \frac{conc_1}{norm_1} + \frac{conc_2}{norm_2} + \dots + \frac{conc_n}{norm_n} \quad [4]$$

De toxiciteit van de mengsel van stoffen wordt getoetst door de som van de risicoquotiënten te toetsen aan de ‘relatieve interventiewaarde’, die door dezelfde wijze van schalen gelijk is aan 1. Een gecombineerde fractie groter dan 1 duidt aan dat de norm overschreden wordt, een fractie kleiner dan 1 houdt in dat de norm nog niet volledig is opgevuld door de stoffen in het mengsel.

Dit zou kunnen voorkomen in gevallen waar de exacte of gemiddelde samenstelling van een mengsel niet bekend is, of waarin de normen voor de individuele stoffen relatief weinig verschilt.

De voordelen van deze aanpak zijn als volgt:

- De methode is eenvoudig en transparant.
- De methode is gebaseerd op het geaccepteerde concept van Toxic Units (zie bijv. Sprague 1970) en gaat uit van concentratie additie.
- De methode is breed toepasbaar voor alle stoffen waarvoor normen zijn afgeleid.
- Het is niet nodig om een expliciete somnorm voor het mengsel af te leiden.

De nadelen van deze aanpak zijn als volgt:

- De normen moeten eerst voor de individuele stoffen worden afgeleid.
- De methode gaat er vanuit dat de norm een goede maat is voor het effect van een verbinding op organismen. Omdat de norm afhankelijk is van de databeschikbaarheid, is de norm voor een goed onderzochte stof doorgaans minder conservatief dan van een slecht onderzochte stof (voorzorgsprincipe). Het risicoquotiënt heeft daarom voor verschillende stoffen een verschillende, doorgaans onbekende toxicologische betekenis.
- De som van de RQ's voor specifiek werkende stoffen overschat mogelijk de toxiciteit, omdat specifiek werkende stoffen in lage concentraties veeleer een narcotische werking hebben (base-line toxiciteit) die minder is dan de specifieke werking zoals die optreedt bij hogere concentraties. Het concept van concentratie-additie op basis van normen is voor mengsels met voornamelijk specifiek werkende stoffen waarschijnlijk minder geschikt (zie ECETOC, 2001).

Evaluatie

In gevallen waarin bepaald moet worden of een (potentieel) mengsel tot problemen kan leiden, is de methode van mengseltoxiciteit middels risicoquotiënten geschikt om snel een indruk te krijgen of mengseltoxiciteit een probleem is. Omdat de mengselsamenstelling hierbij geen rol speelt, moet men alert zijn op verschillen in mengselsamenstelling en deze eventueel in de somnorm betrekken. Dit wordt in paragraaf 3.4.4 besproken.

3.4.4 Gewogen risicoquotiënten

De risicoquotiëntmethode is aangepast door Van Straalen (1993) door op basis van de fractieverdeling van *alle stoffen* in een mengsel *a priori* een mengselnorm af te leiden. Hiervoor is het nodig om eerst normen af te leiden voor de individuele stoffen. Dit betekent dat de norm meer door de meest voorkomende stoffen in het mengsel wordt bepaald dan door stoffen die in geringe mate aanwezig zijn in het mengsel. De norm voor een specifiek mengsel wordt uitgerekend als volgt (Van Straalen, 1993):

$$Norm(mix) = \frac{1}{\sum_{i=1}^n \frac{f_i}{N_i}} \text{ voor stof } i, \text{ als fractie } f_i \text{ van het mengsel met norm } N_i$$

De voordelen van deze aanpak zijn gelijk aan die van de vorige, met als toevoeging:

- De samenstelling van het mengsel wordt gebruikt voor het berekenen van een mengselnorm
- Kan zowel ‘generiek’ worden toegepast voor een standaard of gemiddeld mengsel van stoffen, als ‘locaal’ voor het specifiek aanwezige mengsel indien dit veel afwijkt van de standaard.

De nadelen van deze aanpak zijn als volgt:

- De norm voor het mengsel kan een schijnzekerheid betekenen indien de onzekerheden in de normen voor de individuele stoffen groot zijn.

Evaluatie

Alhoewel toepassing van mengseltoxiciteit middels gewogen risicoquotiënten theoretisch minder aantrekkelijk is dan de SSD of TEQ opties (3.4.1. en 3.4.2), is hij wel beter toepasbaar voor een groot aantal stoffen. In gevallen waar duidelijk met mengsels van specifiek werkende stoffen wordt gewerkt, zou de voorkeur aan de TEQ (zelfde werkingsmechanisme) of SSD methode gegeven kunnen worden.

3.4.5 (gewogen) Middeling van normen

Sommige stoffen lijken zeer op elkaar en komen samen voor in een mengsel, bijvoorbeeld een stof met verschillende (o,m,p) isomeren die als zodanig op de markt wordt gebracht en in het milieu komt. Wanneer de fysisch-chemische eigenschappen van de isomeren weinig verschillen en de isomeren geen verschillende werkingsmechanismen vertonen dan is het redelijk om te veronderstellen dat de isomeren een nagenoeg gelijke toxiciteit vertonen en sprake is van concentratie-additie. In die gevallen is het (geometrisch) middelen van de normen die per individuele stof zijn afgeleid een optie. Aangezien voor dergelijke stoffen in feite dezelfde norm zou moeten gelden, wordt hiermee als het ware de onzekerheid die per individuele norm bestaat uitgemiddeld. De som van de verbindingen wordt dan getoetst aan de ‘gemiddelde norm’, omdat er immers geen inherente verschillen in toxiciteit worden

verondersteld (alle TEF's zijn 1). Deze methode werkt vooral goed voor narcotische verbindingen die na equilibrium partitie van water naar de bodem een nagenoeg gelijke no-effect (of norm) concentratie in de bodem vertonen (zie Di Toro, 2000a,b). In dit geval kan de groep ook breder worden genomen dan alleen isomeren. Wanneer blijkt dat deze stoffen vaak samen in bodem voorkomen, kan de methode ook worden toegepast voor een groep van congenere, bijvoorbeeld alle chloorbenzenen of chloorfenolen, Eventueel is een weging naar mengselsamenstelling te overwegen (zie optie gewogen risico-quotiënten).

De voordelen van deze aanpak zijn als volgt:

- De procedure is breed en eenvoudig toe te passen op verwante verbindingen en vereist weinig additionele inspanning
- De procedure is helder en overzichtelijk voor stoffen waarvoor concentratie-additiviteit mag worden verwacht.
- Er komen geen onnodig verschillende normen voor isomeren of sterk verwante verbindingen.
- Ten gevolge van uitmiddeling is de resulterende somnorm minder onzeker dan de normen voor de individuele stoffen.

De nadelen van deze aanpak zijn als volgt:

- Wanneer normconcentraties sterk uiteen liggen, zoals voor waternormen van stoffen met sterk verschillende hydrofobiteit, kan ondanks een gelijk werkingsmechanisme deze methode niet worden aanbevolen. Voor sediment/bodemconcentraties speelt dit probleem nauwelijks (zie Di Toro 2000a,b, Verbruggen et al. 2001).
- De methode gaat in principe uit van concentratie-additie en zal voor mengsels met specifiek werkende stoffen minder geschikt zijn.

Evaluatie

Deze binnen INS veelgebruikte aanpak van mengseltoxiciteit middels (gewogen) middeling van normen is eenvoudig en toepasbaar voor sterk op elkaar lijkende isomeren of narcotische verbindingen. Dit komt de overzichtelijkheid van de normen ten goede. Wanneer er twijfels zijn op deze aspecten (zowel qua toxicologie als milieugedrag) moet een van de andere preferente opties worden overwogen.

3.4.6 Samenvoegen van data voor verschillende stoffen

Wanneer er voor relatief onbekende stoffen die chemisch verwant zijn een norm moeten worden afgeleid, kunnen alle beschikbare toxiciteitsgegevens samen gevoegd worden om daarna een norm voor de groep af te leiden. Dit zou typisch gebeuren als het niet lukt om met de methode van paragraaf 3.4.5 voor de individuele stoffen een zinnige norm af te leiden. De impliciete veronderstelling is, dat de stoffen niet teveel in toxiciteit afwijken zodat samenvoegen van de data gerechtvaardigd is.

De voordelen van deze aanpak zijn als volgt:

- De procedure is bijna altijd toe te passen.
- Er komen geen onnodig verschillende normen voor isomeren of sterk verwante verbindingen.
- Ten gevolge van uitmiddeling is de resulterende somnorm minder onzeker dan de normen voor de individuele stoffen.

De nadelen van deze aanpak zijn als volgt:

- Wanneer stofeigenschappen uit elkaar liggen, kan ondanks een gelijk werkingsmechanisme deze methode niet worden aanbevolen. De methode gaat in principe uit van concentratie-additie en zal voor mengsels met specifiek werkende stoffen minder geschikt zijn.

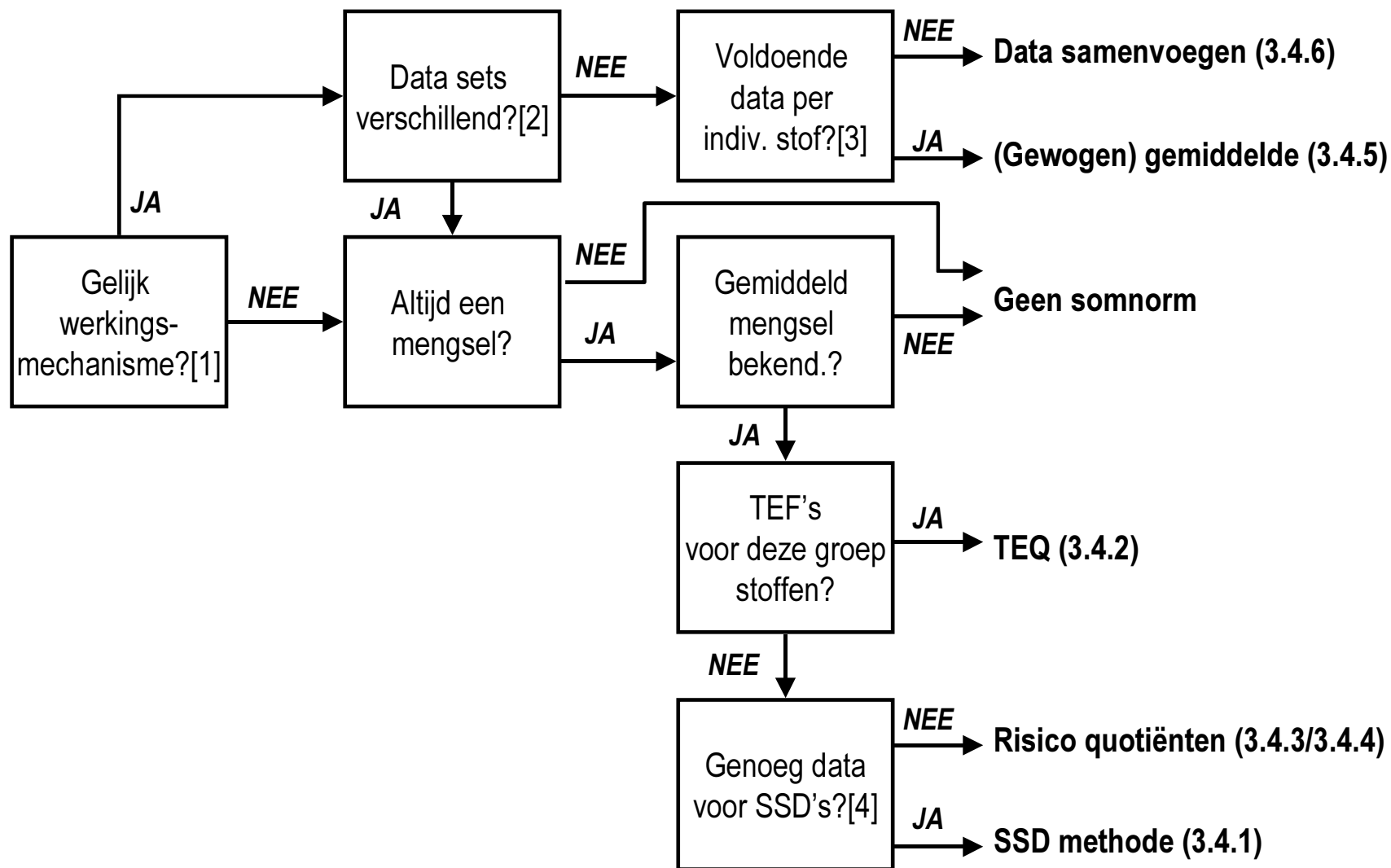
Evaluatie

Wanneer bijzonder weinig bekend is over de individuele stoffen, is bovenstaande methode de laatste poging om een norm af te leiden voor een groep. De betrouwbaarheid van deze normen is laag, zodat in kritische blootstellingssituaties nader ('higher tier') onderzoek vereist is.

3.4.7 Niet toepassen van mengseltoxiciteitsregels

Evaluatie

Wanneer geen van bovenstaande regels voldoet en er niets bekend is over (de klasse van) verbindingen, moet overwogen worden om geen mengseltoxiciteitsregels toe te passen en alleen individuele normen per stof te hanteren. Dit is beter dan een kennis van mengseltoxiciteit te suggereren die niet gebaseerd is op kennis van de stoffen en hun (mengsel) toxiciteit.



Figuur 1: stroomschema voor de keuze van een methode voor mengseltoxiciteit in de normstelling. De nummers [x] verwijzen naar toelichting in de tekst hieronder. De nummers (y.y.y) verwijzen naar paragrafen in bovenstaande tekst

3.5 Praktische implementatie

Bovenstaande methodes kunnen vergeleken worden op basis van hun theoretische en praktische merites, maar in de praktijk is de beschikbaarheid van toxiciteitsgegevens vaak de belangrijkste belemmerende factor. Hierdoor moeten soms pragmatische keuzes gemaakt worden op basis van databeschikbaarheid en niet op basis van theoretische wenselijkheid (zie Mesman en Posthuma, 2003). Om het hanteren van mengseltoxiciteit in de praktijk te vergemakkelijken, zijn bovenstaande methodes verwerkt in een schema op basis waarvan een keuze voor een methode voor mengseltoxiciteit kan worden gemaakt (Figuur 1). Ondanks dat het wenselijk is om op theoretische gronden voor een enkel concept te kiezen, moet verwacht worden dat mengseltoxiciteit van stoffen voornamelijk op basis van concentratie-additie zal worden bepaald. Het stroomschema richt zich hier dan ook voornamelijk op.

Het gepresenteerde stroomschema is ontstaan uit een combinatie van pragmatische overwegingen en de theoretische mogelijkheden bij het vaststellen van somnormen. Het is niet altijd nodig of wenselijk om somnormen af te leiden. Wanneer er voor probleemstoffen afzonderlijke normen bestaan, is het mogelijk om bij normoverschrijding uit te rekenen of dit tot problemen zal leiden, zonder een aparte somnorm af te leiden (paragraaf 3.4.3 en 3.4.4). Het stroomschema wordt doorlopen aan de hand van vragen over de aard van het mengsel en de hoeveelheid data die ter beschikking staan. De vragen in het schema worden hieronder toegelicht.

- 1) *Werkingsmechanisme*. Dit is de belangrijkste vraag bij normstelling voor mengsels. Deze vraag moet beantwoord worden door te kijken naar chemische structuur, werkingsmechanisme en de toxiciteit van de individuele verbindingen. In de praktijk wordt bij gebrek aan kennis over de toxiciteit van fysisch-chemisch verwante verbindingen bij default aangenomen dat de stoffen een gelijk werkingsmechanisme hebben. Er zijn twee belangrijke valkuilen:
 - a) Het werkingsmechanisme hoeft niet voor alle planten en dieren gelijk te zijn.
 - b) Wanneer er weinig data zijn over de stoffen en de toxiciteit, kan het lastig/onmogelijk zijn om deze vraag te beantwoorden. De beantwoording van deze vraag vereist expert judgement.
- 2) *Statistische toetsing*. De vraag of verschillen in toxiciteit van stoffen wel statistisch significant zijn (vooral bij kleine datasets) kan beantwoord worden. De individuele verbindingen kunnen met een t-toets of een Anova (Traas, 2001) worden vergeleken. Deze toetsen moeten echter niet los gezien worden van de toxicologische relevantie en voorkennis over de stoffen.
- 3) *Hoeveelheid data per stof*. Wanneer er weinig gegevens per stof aanwezig zijn, en er weinig kennis is over de groep stoffen, kan het beter zijn om niet per individuele stof een norm af te leiden maar voor een groep. Of dit beter is, moet van geval tot geval worden beoordeeld middels expert judgement. Voorgesteld wordt om de basis-set van het EU

Technical Guidance Document (ECB, 1996) als minimum dataset te beschouwen. Dit betreft minimaal een LC50 voor een alg, daphnia en vis (ECB, 1996). Wanneer er minder data zijn, wordt aanbevolen om data te poolen. Hierbij moet altijd gekeken worden naar aanvullend bewijs, om te bepalen of het samenvoegen wel gerechtvaardigd is. Bij een duidelijke relatie tussen bijv. ketenlengte, oplosbaarheid en toxiciteit kan bijvoorbeeld besloten worden om stoffen te poolen in bepaalde ketenlengte-trajecten.

- 4) *Toepassing van soortgevoeligheidsverdelingen.* Recent is de theorie uitgewerkt om op basis van SSD's de toxiciteit van mengsels te voorspellen op soortgelijke wijze als voor enkele stoffen in de normstelling. De MTR is dan niet gebaseerd op een enkele SSD voor 1 stof, maar op meerdere SSD's voor elke stof. Deze worden gecombineerd op basis van werkingsmechanisme en daaruit wordt dan de MTR van het mengsel berekend. Deze toepassing voor het afleiden van mengselnormen is nog niet gebruikt voor het afleiden van normen. Wel is deze methode gebruikt voor het schatten van normoverschrijding van mengsels van stoffen (Traas et al., 2002). In die gevallen waarin complexe mengsels van verschillende typen stoffen worden beoordeeld, lijkt het zinniger om hier niet in de *normstelling*, maar in de *risicoschatting* van vervuilde locaties rekening mee te houden.

4. Discussie en aanbevelingen

Groep- en somnormen hebben een belangrijke functie bij het beoordelen van mengseltoxiciteit. De toxicologische onderbouwing kan echter verbeterd worden. Hiervoor zijn verschillende opties geëvalueerd en een stroomschema opgesteld voor gebruik in de normstelling.

De huidige groep- en somnormen zijn ontstaan in een periode van ongeveer 10 jaar. Hierdoor is een discrepantie ontstaan in de datasets waarop aan de ene kant streefwaarden en MTR's en aan de andere kant interventiewaarden zijn gebaseerd. Het verdient aanbeveling om bij herziening van somnormen deze te baseren op dezelfde datasets met hetzelfde concept voor mengseltoxiciteit.

De beoordeling of stoffen wel of niet een zelfde werkingsmechanisme hebben is een belangrijk onderdeel van de methodiek om mengsels te normeren. Dit wordt mede bepaald door de beschikbare data. Wanneer er weinig data zijn per stof, wordt als 'default' meestal gekozen voor gelijke werkingsmechanisme eenvoudigweg wegens het gebrek aan onderscheidend vermogen. De huidige trend is, dat er door verbeterde beschikbaarheid van zowel analytische technieken als toxicologische onderbouwing bestaande somnormen worden gesplitst in normen per individuele stof (Verbruggen et al., 2001). Wanneer er na zo'n splitsing beleidsmatig toch behoefte bestaat aan een somnormen, verdient het aanbeveling om deze te baseren op een duidelijk beschreven concept, bijv. gewogen risicoquotiënten of de SSD methodiek. Een mogelijke optie is om juist *geen* somnorm uit te rekenen, maar de toxiciteit van het mengsel uit te rekenen voor specifieke vervuilde locaties op basis van SSD's (zie hieronder). De mengselsamenstelling kan in die procedure worden meegewogen.

Het beoordelen van complexe mengsels die zowel een narcotische, a-specifieke werking als een specifieke werking hebben is problematisch. Een voorbeeld hiervan is PAK, waar zowel narcotische als mutagene effecten optreden. Echter, deze effecten treden niet bij alle plant- en diergroepen in gelijke mate op zodat één concept van mengseltoxiciteit nooit geldig kan zijn voor de hele levensgemeenschap. Feitelijk is het afleiden van 1 somnorm voor 'de levensgemeenschap' wetenschappelijk dan niet gerechtvaardigd. Dan zouden normen per beschermingsdoel (bijvoorbeeld de mens, ongewervelden, gewervelden) op verschillende manieren afgeleid moeten worden.

Voor mengsels van stoffen uit een zelfde werkingsmechanisme wordt vaak gewerkt met risicoquotiënten. Dit betekent dat de norm per stof wordt berekend en later de fracties van de norm die zijn opgevuld worden opgeteld. De somnorm kan dan gebaseerd zijn op een 'standaard mengsel' zoals is toegepast bij de afleiding van de somnorm voor PCB's (Van Wezel et al., 1999a). Dit concept voor mengseltoxiciteit kan aangevuld worden door rekening te houden met de samenstelling van de mengsels zoals voorgesteld door Van Straalen (1993). Bij overschrijding van de 'standaardnorm' kan hiermee locatiespecifiek gerekend worden met

de fracties waarin de verbindingen voorkomen. Of dit leidt tot grote verschillen tussen locaties hangt af van de variatie in mengselsamenstelling en de verschillen in toxiciteit tussen de stoffen in het mengsel. Het verdient aanbeveling om de invloed van de samenstelling van het mengsel op de somnorm te onderzoeken en af te wegen tegen de betrouwbaarheid van de norm. Ook hier is expert judgement nodig om te beslissen of de mengselsamenstelling invloedrijk genoeg is om in de normstelling te verdisconteren.

Een veelbelovende ontwikkeling is het vaststellen van mengseltoxiciteit met behulp van SSD's (Traas et al., 2002). Hierbij wordt van elke stof bepaald welk percentage soorten wordt blootgesteld boven zijn NOEC. De toxiciteit van het mengsel wordt berekend uit de SSD's per stof. Het eindresultaat is eveneens het percentage soorten dat blootgesteld is boven zijn NOEC, maar dan als gevolg van blootstelling aan het mengsel. Dit kan zowel een 'gemiddeld' mengsel zijn als een locatie-specifiek mengsel. Voor een toelichting en discussie, zie Mesman en Posthuma (2003). De toetsing van het mengsel kan eenvoudig plaatsvinden aan beleidsmatig relevante risicogrenzen (bijv. 95% of 50% soortbescherming). Omdat in veel gevallen onvoldoende data beschikbaar zijn voor normafleiding, is het toepassen van SSD's voor afleiden van *normen* van mengsels vooralsnog beperkt. De toepassing hiervan wordt vooral gezien in de *beoordeling* van normoverschrijding en de risicoschatting, vooral vanwege de mogelijkheid zeer diverse mengsels met elkaar te vergelijken.

Het beoordelingsschema dat is gepresenteerd in het voorgaande hoofdstuk is een handreiking bij het vaststellen van groep- en somnormen, maar niet bedoeld als dwingend voorschrift. Door de grote verschillen in databeschikbaarheid en kennis over specifieke stoffen is het niet mogelijk om een enkele methode als beste te selecteren. Het gebruik van groep- en somnormen is gebaseerd op de combinatie van theoretisch wenselijkheid en pragmatische overwegingen, zowel bij de normafleiding (in geval van te weinig data) als bij de sanering (eenvoud van screening en beoordeling). Aanvullend validatie-onderzoek naar de vertaling van combinatietoxiciteitstheorie naar levensgemeenschappen is nodig om tot een verbeterde methodiek te kunnen komen. Lopend onderzoek bij het RIVM richt zich op de validatie van het SSD concept voor mengsels.

Literatuur

- Baars A.J.; Theelen R.M.C.; Janssen P.J.C.M.; Hesse J.M.; Apeldoorn M.E. van; Meijerink M.C.M.; Verdam L.; Zeilmaker M.J. (2001). Re-evaluation of human-toxicological maximum permissible risk levels. Report 711701025, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- CIW (2000). Normen voor het waterbeheer. Commissie Integraal Waterbeheer, Den Haag.
- Deneer, J.W. (2000). Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic systems. *Pesticide Management Science*, 56: 516-520.
- Denneman, C.A.J.; Van Gestel, C.A.M. (1990). Bodemverontreiniging en bodemecosystemen: voorstel voor C-(toetsings)waarden op basis van ecotoxicologische risico's. Rapport 725201001, RIVM Bilthoven.
- Di Toro, D.M.; McGrath, J.A.; Hansen, D.J. (2000a). Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. I. Water and tissue. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1951–1970.
- Di Toro D.M.; McGrath, J.A. (2000b). Technical basis for narcotic chemicals and polycyclic aromatic hydrocarbon criteria. II. Mixtures and sediments. *Environ Toxicol Chem*: 9: 1971–1982.
- ECB (1996). Technical Guidance Document in Support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and the Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances, EC Catalogue Numbers CR-48-96-001, 002, 003, 004-EN-C. Office for Official Publications of the European Community, 2 Rue Mercier, L-2965 Luxembourg.
- ECB (2002). European Chemicals Bureau newsletter, 19 december 2002, Issue 4. <http://ecb.jrc.it>.
- Franken R.O.G.; Baars A.J.; Crommentuijn G.H.; Otte P. (1999). A proposal for revised Intervention Values for petroleum hydrocarbons ('minerale olie') on base of fractions of petroleum hydrocarbons. Report 711701015, RIVM Bilthoven, The Netherlands
- Hamers, T.; Aldenberg, T.; Van de Meent, D. (1996). Definition report: indicator effects toxic substances (Itox). RIVM report no. 607128001, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- INS (1999). Integrale Normstelling Stoffen, Milieukwaliteitsnormen bodem, water en lucht. Interdepartementale stuurgroep INS december 1999 (ministeries van VROM, V&W, LNV en EZ, met toegevoegde updates 2000).
- Janus, J.A.; Taalman, R.D.F.M.; Theelen, R.M.C. (1991). Integrated criteria document chlorophenols. Effects (Appendix). Report 710401 005, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Janus, J.A.; R. Posthumus, R. (2002). Environmental Risk Limits for 2-propanol, formaldehyde and 4-chloromethylphenols - updated proposals Report 601501 015, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Köster, H.W. (2001). Risk assessment of historical soil contamination with cyanides; origin, potential human exposure and evaluation of Intervention Values. Report 711701 019; RIVM Bilthoven, The Netherlands.

- Lijzen J.P.A.; Baars A.J.; Otte P.F.; Verbruggen E.M.J.; Wezel A.P. van (2002).
Achtergronden bij de herziene risicogrenzen voor bodem, sediment en grondwater in het kader van de Evaluatie interventiewaarden bodemsanering. Rapport 711701028, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Mesman, M.; Posthuma, L. (2003). Ecotoxicity of toxicant mixtures in soil.
Recommendations for application in the Dutch regulatory context, as derived from a scientific review on approaches, models and data. Report 711701035, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- NEN (1999). NEN 5740. Onderzoeksstrategie bij verkennend bodemonderzoek. Onderzoek naar de milieuhygiënische kwaliteit van bodem en grond.
- NW 4 (1998). Vierde Nota waterhuishouding, Regeringsbeslissing. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag.
- Otte P.F.; Lijzen J.P.A.; Otte J.G.; Swartjes F.A.; Versluijs C.W. (2001). Evaluation and revision of the CSOIL parameter set. Proposed parameter set for human exposure modelling and deriving Intervention Values for the first series of compounds. Report 711701 021, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Reuther, C.; Crommentuijn, T.; Van de Plassche, E.J. (1998). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for aniline derivatives. Report 601501 003, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Roex, E.; Traas, T.P.; Slooff, W (2001). Ecotoxicological hazard assessment of genotoxic substances. Report 601503022, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Slooff, W.; Bont, P.F.H.; Janus, J.A.; Ros, J.P.M. (1991). Exploratory report chloroanilines. Report 710401 007, RIVM Bilthoven, The Netherlands
- TCB (1989). Beoordeling van bodemverontreiniging met polycyclische aromaten. Rapport A89/03, Technische Commissie Bodembescherming, Leidschendam.
- Traas, T.P. (2001). Guidance document for the derivation of environmental risk limits. Report 601501 012, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Traas, T.P.; Van de Meent, D.; Posthuma, L.; Hamers, T.; Kater, B.J.; De Zwart, D.; Aldenberg, T. (2002). The potentially affected fraction as a measure of ecological risk. In: Posthuma, Suter and Traas: Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology. Lewis publishers, CRC Press Boca Raton, FL, USA.
- Van de Plassche, E.J. (1994). Towards integrated environmental quality objectives for several compounds with a potential for secondary poisoning. Report 679101 012, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Van den Berg, R.; Roels, J.M. (1991). Beoordeling van risico's voor mens en milieu bij blootstelling aan bodemverontreiniging. Integratie van deelaspecten. Rapport 725201007, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Van den Berg, R (1995). Human exposure to soil contamination: a qualitative and quantitative analysis towards proposals for human toxicological intervention values (partly revised edition). Report 725201011, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Van Straalen N.M.; Denneman C.A.J. (1989). Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria.. Ecotox. Environ. Safety 18: 241-251.
- Van Straalen, N.M. (1993a). Open problems in the derivation of soil quality criteria from ecotoxicity experiments. In: Contaminated Soil '93 (F. Arendt, G.J. Annoke, R.

- Bosman & W.J. van den Brink, eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 315-326.
- Van Straalen, N.M. (1993b). Methodologische aspecten van normstelling voor mengsels van contaminanten in het milieu. KNCV Jaarboek .
- Van Wezel, A.P., Traas, T.P., Polder M., Posthumus R., Van Vlaardingen P., Cromentuijn T, Van de Plassche, E.J. (1999a). Maximum permissible concentrations for polychlorinated biphenyls. Report 601501 006, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Van Wezel, A.P.; Posthumus R.; Van Vlaardingen P.; Cromentuijn T; Van de Plassche, E.J. (1999b). Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for phthalates (dibutylphthalate and di(2-ethylhexyl)phthalate), with emphasis on endocrine disruptive properties. Report 601501 007, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- Van Wijnen, J.H.; Stijkel, A.(1985). Human Toxicological Risk Assessment for the Case "Soil Contamination Steendijkpolder-Zuid, Maassluis, the Netherlands" (in Dutch). Section Human Health and Environment of the GG&GD, Amsterdam, the Netherlands.
- Verbruggen, E.M.J.; Posthumus, R., Van Wezel, A.P. (2001). Ecotoxicological serious risk concentrations for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compounds. Report 711701 020, RIVM Bilthoven, The Netherlands.
- VROM, (1999). Stoffen en normen. Overzicht van de belangrijkste stoffen en normen in het milieubeleid. Ministerie van VROM, Den Haag.
- VROM (2000). Circulaire Streefwaarden en interventiewaarden bodemsanering. Directoraat Generaal Milieubeheer, Directie Bodem, kenmerk DBO/ 1999226863. Ministerie van VROM, Den Haag.
- Wiegman, S.; Termeer, J.A.G.; Verheul T.; Kraak, M.H.S.; De Voogt, P.; Laane, R.W.P.M.; Admiraal, W. (2002). UV absorbance dependent toxicity of acridine to the marine diatom *Phaeodactylum tricornutum*. Environ. Sci. Technol. 36: 908-913.

Bijlage 1: Verzendlijst

1. drs. E.M. Maas (DGM-SAS)
2. plv. DG Milieubeheer
3. ir. J. v.d. Kolk (DGM-SAS)
4. ing. M. Adams (DGM-SAS)
5. dr. S. Boekhold (DGM-BWL)
6. dr. G.H. Crommentuijn (DGM-BWL)
7. ir. J. van Dalen (RWS-AW)
8. dr. E. Sneller (RIZA)
9. dr. K. Krijgsheld (DGM-KvI)
10. dr. R. Janssen (EZ-DGID)
11. dr. D. Jung (DGM-SAS)
12. drs. D. Jonkers (DGM-BWL)
13. H. Haanstra (LNV-MKG)
14. dr. J. van Wensem (TCB)
15. drs. M. Beek (RIZA)
16. dr. E. Sneller (RIZA)
17. dr. T. Brock (Alterra)
18. dr. J. Faber (Alterra)
19. drs. P. J.M. van Vliet (CTB)
20. drs. S. Dogger (Gezondheidsraad)
21. dr. K. den Haan (VNO/NCW-BMRO)
22. drs. M. Koene (Stichting Natuur en Milieu)
23. dr. K. Legierse (RIKZ)
24. drs. A.M.C.M. Peijnenburg (RIKZ)
25. dr. W. van Tilborg (VNO/NCW-BMRO)
26. dr. W. Veerkamp (VNO/NCW-BMRO)
27. dr. M. Geurts (VNO/NCW-BMRO)
28. dr. W. ten Berge (VNO/NCW-BMRO)
29. dr. P. Leonards (RIVO)
30. dr. B. van Hattum (IVM)
31. dr. R. Steen (IVM)
32. drs. E. van de Plassche (Haskoning)
33. prof. dr. N. van Straalen (VU)
34. drs. C.C. Karman (TNO)
35. drs. C. Reuther (RWS, Directie Noordzee)
36. drs. F. Noppert (RWS, Directie Oost)
37. dr. D. Vethaak (RIKZ)
38. prof. dr. R. Laane (RIKZ)
39. dr. W. Dulfer (RIKZ)
40. drs. H. Klamer (RIKZ)
41. dr. G.J. Zwolsman (RIZA)
42. dr. G. de Maagd (DGW)
43. ing. G. Broseliske (RIZA)
44. ing. G. B.J. Rijs (RIZA)
45. ir. M. Vaal (UU, Wetenschapswinkel)
46. Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
47. Directie RIVM
48. Sectordirecteur Milieurisico's en externe veiligheid
49. Hoofd Stoffen Expertise Centrum
50. Hoofd Laboratorium voor Ecologische Risico's
51. dr. D. Sijm (RIVM/SEC)
52. dr. D. van de Meent (RIVM/LER)
53. dr. W. Peijnenburg (RIVM/LER)
54. dr. P. van Beelen (RIVM/LER)
55. ir. J. Lijzen (RIVM/LER)
56. drs. T.P. Traas (RIVM/SEC)
57. drs. R. Luttik (RIVM/SEC)
58. drs. M.H.M.M. Montforts (RIVM/SEC)
59. dr. E.J. Verbruggen (RIVM/SEC)
60. ing. P.J. van Vlaardingen (RIVM/SEC)
61. dr. W. Slooff (RIVM/SEC)
62. dr. M.P.M. Janssen (RIVM/SEC)
63. R. Posthumus (RIVM/SEC)
64. drs. J.A. Janus (RIVM/SEC)
65. ing. P. van Vlaardingen (RIVM/SEC)
66. SBC/Communicatie
67. Bureau Rapportenregistratie
68. Bibliotheek RIVM
- 69-79. Bureau Rapportenbeheer
- 80-95. Reserve-exemplaren

Bijlage 2: Overzicht interviews

drs.J.M, Wezenbeek en ir. M.C.G. Klous

Grontmij Advies & Techniek bv, vestiging Houten.

Dr. M.E.J. van der Weiden en Dr. D. Jonkers.

DGM/SAS en DGM/BWL, Ministerie van VROM, Den Haag.

Dr. Rob Theelen

Adviesburo TAUW, Deventer.

Roel Venema en Tromp Willem van Urk

RIZA Lelystad

Prof. Dr. Martin van den Berg

IRAS, Utrecht

Dr. Bert-Jan Baars

SIR-RIVM, Bilthoven

J. Pijnenburg ea. (telefonisch)

RIKZ, Den Haag

C. van de Guchte (telefonisch)

RIZA Lelystad

Mario Cerutti (telefonisch)

Beleids directie, Ministerie van V en W