
Ecotoxicologie op koers

Ecotoxicologie op koers

Ecotoxicologie op koers

Advies van een commissie van de Gezondheidsraad

aan

de minister van Welzijn, Volksgezondheid en Cultuur

de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

de minister van Verkeer en Waterstaat

de minister en de staatssecretaris van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij

nr 1994/13, Den Haag, 21 juli 1994

Deze publikatie kan als volgt worden aangehaald: Gezondheidsraad: Commissie Ecotoxicologische vraagstukken. Ecotoxicologie op koers. Den Haag: Gezondheidsraad, 1994; publikatie nr 1994/13

Preferred citation: Health Council of the Netherlands: Committee on Ecotoxicological issues. Ecotoxicology is well on course. The Hague: Health Council of the Netherlands, 1994; publication no. 1994/13

auteursrecht voorbehouden

all rights reserved

ISBN-nr: 90-5549-044-X

Inhoudsopgave

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen 9

Executive summary 17

1 Inleiding 25

1.1 Taak en samenstelling van de commissie 25

1.2 Doel en opzet van het advies 26

2 De lotgevallen van stoffen in het milieu en in organismen 29

2.1 Inleiding 29

2.2 Transport 31

2.3 Partitie 32

2.4 Omzetting 35

2.5 Opname, doorgifte en biotransformatie 37

3 Effecten op individuele organismen 41

3.1 Inleiding 41

3.2 Omvang en samenstelling van ecotoxicologische testpakketten 42

3.3 Uitvoering van ecotoxiciteitstests 44

3.4 Patronen in gevoeligheden 46

3.5 Combinatie- of mengseltoxiciteit 48

4	Effecten op populaties en ecosystemen	51
4.1	Inleiding	51
4.2	Populatie-niveau	53
4.2.1	Genetische variabiliteit	53
4.2.2	Ecologisch herstelvermogen	54
4.3	Ecosysteem-niveau	56
4.4	Validatie	59

5	Rekenmethoden, modellen en onzekerheden	61
5.1	Inleiding	61
5.2	QSARs	62
5.3	Modellen en hun validatie	65
5.3.1	Abiotische verspreidingsmodellen	68
5.3.2	Voedselketen- en doorvergiftigingsmodellen	69
5.3.3	Populatiemodellen	70
5.3.4	Voedselwebmodellen	71
5.3.5	Ecosysteemmodellen	72
5.4	Onzekerheden in de ecotoxicologische risicobeoordeling	72

	Literatuur	75
--	------------	----

	Bijlagen	83
A	De samenstelling van de commissie	85

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen

Als gevolg van tal van menselijke activiteiten komt er een groot en groeiend aantal stoffen in het milieu. De kennis over de lotgevallen van deze stoffen in het milieu en over hun ecotoxicologische effecten is echter beperkt; adequate milieuchemische en ecotoxicologische modellen en testmethoden om deze lotgevallen en effecten te kunnen voorspellen zijn mondjesmaat beschikbaar. Daarom gaat de Nederlandse overheid bij de ecotoxicologische risicobeoordeling van stoffen uit van sterk versimpelde methoden. De overheid zou zich echter met deze pragmatische aanpak niet tevreden mogen stellen, maar tegelijkertijd een start moeten maken met een verdere onderbouwing. In dit advies geeft een commissie van de Gezondheidsraad argumenten ter ondersteuning van deze stelling.

Een dergelijk signaal klonk overigens eerder, bijvoorbeeld in het rapport 'Ecotoxicologie. Visies van 31 betrokkenen' dat de Gezondheidsraad in 1987 publiceerde. Ondanks de stimulering van onderzoek via het Stimuleringsprogramma Toxicologie en het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek, moet geconstateerd worden dat slechts voor weinig stoffen voldoende gegevens zijn voor een adequate risicobeoordeling. Wel lijkt de huidige methode voor de ecotoxicologische risicobeoordeling een redelijk houvast te bieden als het gaat om het afleiden van 'veilige' ecotoxicologische bovengrenzen ter onderbouwing van het algemene stoffenbeleid (in dit advies de algemene risicobeoordeling genoemd).

Op veel onderdelen zijn er de afgelopen jaren verbeteringen aangebracht, onder meer door uitbreiding van het pakket van ecotoxicologische testen, aanpassing van de statistische technieken, ontwikkeling van methoden voor het schatten van de risico's

van doorgifte van stoffen via de voedselketen (doorvergiftiging) en introductie van nieuwe verspreidingsmodellen en nieuwe schattingsmethoden voor verscheidene milieuchemische en ecotoxicologische grootheden op basis van QSARs ('Quantitative Structure-Activity Relationships')*. De juistheid van de nieuwe en verbeterde methoden en modellen voor de algemene risicobeoordeling van stoffen moet worden vastgesteld in laboratorium- en veldonderzoek. Daar ontbreekt het thans veelal nog aan.

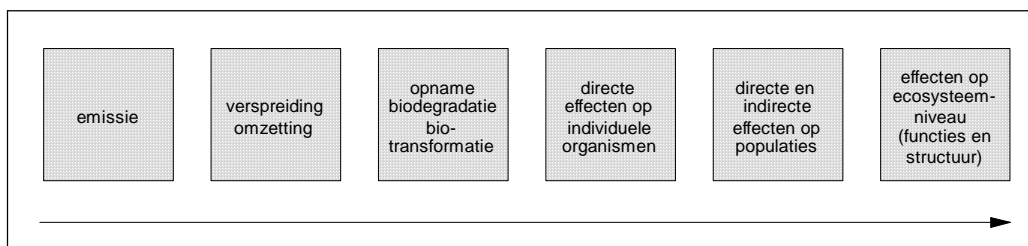
Op vragen die betrekking hebben op de risico's van stoffen in specifieke situaties (of: de lokatiespecifieke risicobeoordeling), kan op dit moment nauwelijks antwoord worden gegeven. Het gaat dan om problemen die voortvloeien uit de (uitvoerende) praktijk. Bijvoorbeeld om de urgentie van sanering in een verontreinigd gebied: wat zijn de directe, maar vooral ook indirecte of secundaire, effecten op het ecosysteem op de korte en de lange termijn? Of om vragen als: hoe veranderen gehalten in het milieu in de tijd; en kunnen stoffen gebonden aan bodem- of sedimentdeeltjes op de lange termijn vrijkomen als gevolg van gewijzigde omgevingscondities?

Om deze vragen te kunnen beantwoorden is het noodzakelijk om het toegepaste onderzoek, onder andere toetsontwikkeling en onzekerheidsanalyses, te stimuleren (spoor 1). Maar daarnaast is het evenzeer van belang dat fundamenteel onderzoek naar het gedrag en de lotgevallen van stoffen in ecosystemen en hun invloed op de structuur en de processen van ecosystemen wordt verricht (spoor 2). De kern van dit laatste onderzoek ligt bij het ophelderen van milieuchemische, (eco)toxicologische en ecologische werkingsmechanismen. De commissie acht een intensieve wisselwerking tussen beide sporen van groot belang voor de verdere onderbouwing van de risicobeoordeling van milieugevaarlijke stoffen.

De Gezondheidsraad heeft met het uitbrengen van eerdere adviezen op het gebied van de ecotoxicologie een bijdrage geleverd aan de wetenschappelijke discussie over de ecotoxicologische risicobeoordeling van stoffen. De voorzitter van de Gezondheidsraad gaf in de aanbiedingsbrief bij het advies over ecotoxicologische extrapolatiemethoden van 1991 aan dat, gezien de ernst en de complexiteit van ecotoxicologische problemen, een verdergaande 'gestructureerde' discussie noodzakelijk is. Daartoe heeft hij op 4 december 1992 de commissie Ecotoxicologische vraagstukken geïnstalleerd.

In dit advies geeft die commissie een analyse van de wetenschappelijke knelpunten en hiaten in de ecotoxicologische risicobeoordeling van stoffen. Zij heeft dit gedaan

* Een QSAR legt een wiskundig verband tussen structurele of fysisch-chemische eigenschappen van een stof en de biologische activiteit ('effect'-QSARs) of bepaalde gedragskenmerken van de stof in het milieu.



De lotgevallen en effecten van een stof na het vrijkomen ervan in ecosystemen.

aan de hand van een schema dat de verschillende stappen weergeeft die een stof in een ecosysteem doorloopt vanaf de emissie tot en met de effecten op ecosystemen:

Hieronder volgen voor elk van de onderdelen van het schema, met uitzondering van de emissie, de belangrijkste conclusies die de commissie trok op grond van haar analyse en de aanbevelingen die zij in vervolg daarop formuleerde. Tevens heeft zij aandacht besteed aan rekenmethoden en modellen. Waar mogelijk is onderscheid gemaakt in algemene en (lokatie-)specifieke risicobeoordeling. Ook is getracht aan te geven op welke onderdelen meer fundamentele kennis nodig is.

De lotgevallen van een stof in het milieu en in organismen

De commissie gaat uitvoerig in op de abiotische en biotische processen die het gedrag en de lotgevallen van een stof in het milieu en in organismen bepalen. Zij constateert dat de laatste jaren veel vooruitgang is geboekt op dit, in belangrijke mate milieuchemische, terrein. Desondanks resteren er nog tal van lacunes. Er is vooral weinig bekend over de invloed van diverse omgevingscondities op genoemde processen in de veldsituatie. Daarnaast signaleert de commissie dat milieuchemische kennis nog onvoldoende wordt benut in de ecotoxicologische risicobeoordeling.

Bij het schatten van het milieuchemische gedrag van een stof gaan overheden te veel uit van *evenwichtssituaties* en van simpele *lineaire relaties*. Ook in het toegepaste milieuchemisch onderzoek (spoor 1) ontbreekt het aan aandacht voor niet-evenwichtssituaties en niet-lineaire relaties. Over het gedrag van stoffen op de lange termijn is nog weinig bekend; dat geldt in het bijzonder voor de invloed van veranderende milieu-omstandigheden als gevolg van klimaatverandering, verzuring, verdroging en zich wijzigend grondgebruik op dat gedrag. De methoden om bij het vaststellen en beoordelen van de blootstelling rekening te houden met de grote variatie in concentraties van stoffen in ruimte en tijd staan nog in de kinderschoenen.

De commissie meent dat meer onderzoek nodig is naar het optreden en de gevolgen van lange-afstandstransport van stoffen via de lucht. Vooral veldgegevens over depositieprocessen en over de rol van diverse milieufactoren daarbij zijn van

groot belang. Ten aanzien van transport in de bodem beveelt de commissie aan om bij het onderzoek naar uitspoelingsprocessen rekening te houden met de heterogeniteit van de bodem en het optreden van specifieke ('preferente') stroombanen.

De commissie acht het van groot belang dat met grote nauwkeurigheid en realiteitszin gegevens over de verdeling van stoffen tussen water, bodem of sediment en lucht (partiticoëfficiënten) verzameld worden. Dit geldt vooral voor partiticoëfficiënten voor *sorptie* (verdeling tussen water en bodem of water en sediment door binding aan deeltjes) en *verdamping* (uit water, bodem en aerosolen). Zij waarschuwt ervoor dat de laboratorium-bepalingen van vooral de verdeling van organische verbindingen tussen water en sediment sterk afwijken van veldbepalingen. De verdamping van stoffen uit aerosolen en uit de bodem vergt nader onderzoek naar betrouwbare schattingsmethoden.

Voor het afleiden van advieswaarden voor bodem en sediment wordt momenteel nationaal en internationaal gebruik gemaakt van het evenwichtspartitie-concept. Dit houdt in dat, bij gebrek aan toxiciteitsgegevens voor bodem- en sedimentorganismen, ecotoxicologisch onderbouwde advieswaarden voor water met behulp van partiticoëfficiënten omgerekend kunnen worden naar overeenkomstige waarden voor bodem en sediment. De commissie meent dat de juistheid van dit concept, wat betreft de omrekening naar sediment, is aangetoond voor niet-ionogene, niet-superlipofiele organische verbindingen, sommige ionogene verbindingen en enkele zware metalen. De omrekening van aquatische toxiciteitsgegevens naar overeenkomstige gegevens voor bodemorganismen is slechts geldig voor die organismen die de verontreiniging grotendeels opnemen uit het poriewater, zoals regenwormen en sommige arthropoden. Toetsing voor meer typen van stoffen acht zij echter noodzakelijk (spoor 1). Fundamenteel onderzoek naar de kinetiek (snelheid) van sorptie/desorptie en verdamping zal moeten uitwijzen in welke mate het evenwichtspartitie-concept leidt tot een over- of onderschatting van de risico's en of bijstelling van het concept nodig is (spoor 2). Ook dient de invloed van milieucondities, zoals de samenstelling van bodem/sediment, zuurgraad, redoxcondities, zoutgehalte en sulfidegehalte*, op (de kinetiek van) partitieprocessen onderzocht te worden.

Voor een adequate risicobeoordeling is het van groot belang dat er meer gegevens beschikbaar komen over parameters die de mate en snelheid van *(bio)degradatie* bepalen. De commissie beveelt aan deze parameters te meten in het laboratorium onder realistische, uiteenlopende omstandigheden (spoor 1). Bij de risicobeoordeling dient meer rekening te worden gehouden met het ontstaan van omzettingsproducten die mogelijk toxischer zijn of gemakkelijker uitspoelen dan de oorspronkelijke stof. Meer fundamentele kennis is nodig over specifieke reactie-mechanismen en over de invloed

* Het sulfidegehalte speelt een belangrijke rol bij de partitie (speciatie) van zware metalen.

van milieuecondities die in het veld relevant zijn, in het bijzonder redoxcondities (spoor 2).

Een ander concept dat momenteel veel aandacht krijgt in de ecotoxicologie, is het zogenoemde '*interne dosis/concentratie*'-concept. Dit concept heeft als uitgangspunt dat de interne dosis of concentratie in organismen een beter beeld geeft van de blootstelling en de daaraan gekoppelde effecten dan de (externe) concentraties in het milieu. De commissie meent dat verdere uitwerking nodig is alvorens het kan worden toegepast bij de risicobeoordeling van stoffen. Een nadere toetsing op basis van laboratorium- en veldgegevens voor een groot aantal stoffen en soorten is noodzakelijk. Ook constateert zij een gebrek aan fundamentele kennis over de wijze waarop stoffen in vooral hogere organismen worden opgenomen, omgezet, uitgescheiden en hun giftige werking uitoefenen. Met behulp van deze kennis zou de risicobeoordeling voor terrestrische ecosystemen en de rol van doorvergiftiging daarbij, beter kunnen worden onderbouwd.

Effecten op individuele organismen

De commissie meent dat de omvang van het huidige pakket tests om de ecotoxiciteit van een stof te voorspellen in het kader van de algemene risicobeoordeling voldoende is voor het compartiment water, maar niet voor de bodem en de waterbodem. Zij pleit verder voor meer aandacht voor de knelpunten die optreden bij het uitvoeren van standaard-toxiciteitstests. Dit betreft moeilijkheden bij het onderzoeken van snel-afbreekbare en slecht-oplosbare stoffen, bij het testen van mengsels met onbekende samenstelling en bij de statistische interpretatie van de gegevens. Voor het afleiden van betrouwbare ecotoxicologisch advieswaarden is een uitbreiding van het aantal beschikbare tests (vooral voor het compartiment bodem) nodig. Voor het compartiment lucht is nader onderzoek nodig naar de noodzaak en mogelijkheid van ecotoxiciteitstests.

De commissie beveelt onderzoek aan naar de mechanismen waarlangs giftige stoffen biologische processen beïnvloeden en naar de belangrijkste factoren die deze invloed bepalen (spoor 2). Behalve dat de resultaten fundamentele inzichten verschaffen, komen ze ook de ecotoxicologische risicobeoordeling ten goede. Voorts meent de commissie dat de ontwikkeling van *kwantitatieve soort-gevoeligheidsrelaties* (QSSRs*) moet worden voortgezet. QSSRs zijn belangrijk voor een kritische evaluatie van de testsoorten (algemene risicobeoordeling) en voor de herkenning van gevoelige soorten bijvoorbeeld ten behoeve van de opzet van monitoringprogramma's.

* QSSR is een afkorting van Quantitative Structure-Sensitivity Relationship. Een QSSR legt een verband tussen biologische eigenschappen van een organisme en de gevoeligheid van dat organisme voor een stof.

De commissie meent dat het probleem van de gezamenlijke invloed van toxische stoffen op organismen en ecosystemen (*combinatietoxiciteit*) meer aandacht verdient. Het onderzoek zou zich vooral moeten richten op die invloed bij zeer lage blootstel-

lingsniveaus (ver onder de NOEC*) ter onderbouwing van ecotoxicologische advieswaarden voor mengsels van stoffen.

Effecten op populaties en ecosystemen

De commissie constateert dat de ecotoxicologische wetenschap nog onvoldoende 'instrumenten' kan aanreiken om op betrouwbare wijze de invloed van een stof op de hogere biologische integratieniveaus te voorspellen. Met de huidige stand van kennis zijn slechts globale indicaties van de ecotoxicologische effecten mogelijk.

Over de invloed van een toxische stof op de erfelijke eigenschappen van populaties (*populatie-genetische kenmerken*) is weinig kennis beschikbaar. De commissie beveelt aan dit belangrijke element meer aandacht te schenken bij het meten en voorspellen van effecten van stoffen, omdat dergelijke (lange-termijn)effecten grote ecologische gevolgen kunnen hebben.

Onderzoek met behulp van *model-ecosystemen*, zoals 'microcosms' en proefsloten, dient volgens de commissie een eigen plaats te hebben naast en in aanvulling op het onderzoek met afzonderlijke soorten. Zij wijst erop dat onderzoek op ecosysteemniveau complex, tijdrovend en kostbaar is, terwijl de resultaten niet altijd direct geschikt zijn voor de algemene risicobeoordeling van stoffen: de resultaten zijn soms moeilijk te interpreteren en vaak niet reproduceerbaar; het bepalen van een éénduidige NOEC-waarde onder standaardcondities in een ecosysteem is daarom niet goed mogelijk. Die resultaten kunnen wèl relevant zijn wanneer er na de algemene risicobeoordeling grote onzekerheden blijven.

Model-ecosysteemonderzoek biedt vooral de mogelijkheid tot het toetsen en verbeteren van ecotoxicologische extrapolatiemodellen. Zo geeft model-ecosysteemonderzoek vaak een goed beeld van de lotgevallen van een stof in het veld en verschaft het inzicht in de overdraagbaarheid van onderzoeksresultaten naar andere typen ecosystemen en naar andere seizoenen. Model-ecosysteemonderzoek kan in tegenstelling tot onderzoek aan afzonderlijke soorten belangrijke informatie verschaffen over de indirecte of secundaire effecten van een stof en de mogelijkheden tot herstel van het ecosysteem. Dergelijk onderzoek heeft verder als voordeel dat het nieuwe (systeem)ecologische kennis oplevert en een kwantitatief beeld geeft van de dynamiek binnen ecosystemen. Hiermee kunnen toekomstige ecotoxicologische

* NOEC is een afkorting van 'No-Observed-Effect Concentration'.

risicoschattingen worden verbeterd. De commissie verwijst voor voorbeelden van ecosysteem-onderzoek naar de programmeringsstudie 'Systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek' van de RMNO/NRLO*.

Ontwikkeling en toepassing van rekenmethoden en modellen

Het gebrek aan kennis over milieuchemische processen vormt een groot knelpunt in de huidige risicobeoordeling. Schattingen van deze gegevens met behulp van *QSARs* kunnen dit probleem deels ondervangen. De commissie beveelt aan om voor uiteenlopende groepen van organische stoffen *QSARs* te ontwikkelen voor de parameters die de verdeling van stoffen over de diverse milieucompartimenten bepalen (evenwichtspartitieconstanten en kinetische constanten voor sorptie en verdamping) en voor diverse (bio)degradatieconstanten. Ook zullen er betrouwbare *QSARs* moeten komen voor het voorspellen van bioconcentratiefactoren voor de ophoping van zeer hydrofobe stoffen (stoffen die zich ophopen in vet) in aquatische organismen en van een veel grotere groep van stoffen in terrestrische organismen. De commissie werkt in haar advies voorwaarden (kwaliteitseisen) uit, waaraan *QSARs* die voor risicobeoordeling worden gebruikt, moeten voldoen. In het toekomstige fundamentele *QSAR*-onderzoek zal meer nadruk moet liggen op het zoeken naar een mechanistische verklaring voor een gevonden empirisch verband tussen een grootte en een te voorspellen eigenschap teneinde hun wetenschappelijke basis te versterken en daarmee het aantal toepassingsmogelijkheden in het beleid te kunnen vergroten. Dit geldt ook voor 'effect-*QSARs*', die voorspellingen van ecotoxicologische effecten leveren op basis van fysisch-chemische eigenschappen van een stof.

De commissie meent dat wiskundige *verspreidings- en voedselketenmodellen* essentieel zijn om een integraal beeld te krijgen van het gedrag van stoffen in het milieu en in organismen. Wel acht zij het noodzakelijk dat de toepassingsmogelijkheden van een model nauwkeuriger dan thans het geval is worden omschreven, om een onjuist gebruik bij het nemen van beleidsbeslissingen te voorkomen.

De commissie wijst erop dat recent ontwikkelde modellen voor de dynamica van voedselwebben een belangrijke rol kunnen spelen bij de extrapolatie van ecotoxicologische gegevens op individu-niveau naar het niveau van de levensgemeenschap. Als de in deze modellen optredende soorten gegroepeerd kunnen worden op basis van functies in het ecosysteem ('functionele groepen') kan bovendien een verband gelegd worden met ecosysteemprocessen.

* RMNO - Raad voor Milieu- en Natuuronderzoek; NRLO - Nationale Raad voor Landbouwkundig Onderzoek.

De commissie bepleit het ontwikkelen van dynamische verspreidingsmodellen. Met deze modellen kunnen ook processen die in de tijd variëren, in beschouwing worden genomen, wat met de thans veelgebruikte evenwichts- en 'steady-state' modellen niet het geval is. Niet-evenwichtsmodellen kunnen een belangrijke rol spelen bij lokatiespecifieke risicobeoordelingen.

De commissie benadrukt dat de meeste milieuchemische en ecotoxicologiemodellen en extrapolatiemethoden tot op heden niet of nauwelijks zijn gevalideerd, onder meer door het gebrek aan veldgegevens. Uitvoerige (kwantitatieve) *gevoeligheids/onzekerheidsanalyses* en *veldvalidatie* kunnen een belangrijke bijdrage leveren aan het inzicht in de soort en mate van onzekerheden in de huidige ecotoxicologische risicobeoordeling van stoffen. De commissie beveelt daarom nadrukkelijk deze activiteiten aan.

Ondanks omvangrijke ondersteuning in afgelopen jaren is de ecotoxicologie nog slechts halverwege. Als de overheid wil komen tot goed onderbouwde ecotoxicologische risicobeoordelingen van stoffen, al dan niet in combinatie met een betrouwbare bewaking en signalering (monitoring), dan zal er nog veel wetenschappelijke inspanning nodig zijn. Deze inspanning betreft enerzijds basaal (fundamenteel) onderzoek naar onderliggende processen van gedrag van stoffen en effecten van stoffen op organismen en de doorwerking naar hogere biologische integratieniveaus (populaties en ecosystemen), en anderzijds toegepast onderzoek ter ondersteuning van het stoffenbeleid. Deze twee sporen moeten goed op elkaar afgestemd worden en liggen in het verlengde van de in eerdere adviezen van de Gezondheidsraad aangegeven richting. De commissie eindigt met de conclusie dat de ecotoxicologie goed op koers ligt, maar dat ondersteuning van het onderzoek noodzakelijk blijft om op volle kracht vooruit te kunnen.

Executive summary

of the report: Health Council of the Netherlands: Committee on Ecotoxicological issues. Ecotoxicology is well on course. The Hague: Health Council of the Netherlands, 1994; publication no. 1994/13

Human activities release a large and growing number of substances into the environment. However, little is known about the fate of these substances and their ecotoxicological effects since few adequate environmental and ecotoxicological models and testing methods are available. The Netherlands government is therefore forced to use highly simplified methods for assessing ecotoxicological risks. However, the government should not be satisfied with this pragmatic approach, but should make a start on developing a firmer basis for this type of risk assessment. In the present report a committee of the Health Council of the Netherlands sets forth a number of arguments in support of this view. It is not the first time such a recommendation has been made; a similar call was made, for instance, in the 1987 Health Council report 'Ecotoxicology: the views of 31 experts' (in Dutch). Despite attempts to promote research through the Dutch Research on Toxicology Programme and the Dutch Programme on Soil Research, one unfortunately has to conclude that the data available allow only a few substances to be adequately assessed. However, the current method of ecotoxicological risk assessment is a reasonable basis for deriving 'safe' ecotoxicological exposure limits in support of general policy on substances (referred to below as general risk assessment).

Improvements have been made to many aspects of ecotoxicological risk assessment in recent years, including an increase in the number of tests available, adjustment of the statistical techniques used, development of methods for estimating the risks of toxic substances being transported through the food chain, new distribution models and new prediction methods for various chemical and ecotoxicological

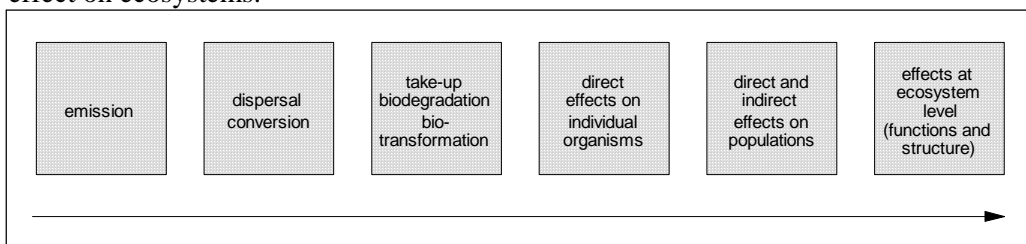
quantities based on QSARs (Quantitative Structure-Activity Relationships).* The accuracy of the new and improved methods and models for general risk assessment of substances still have to be thoroughly tested in the laboratory and in the field.

Little can be said in relation to the risks posed by substances in specific situations (location-specific risk assessment) dealing with practical problems. These problems include, for instance, the urgency of cleaning up polluted areas: what are the direct and, more especially, indirect or secondary long- and short-term effects on the ecosystem? Others are: how do concentrations change in the environment over time?; and can substances bonded to particles in the soil or sediments eventually be released as a result of changing environmental conditions?

In order to find answers on these questions applied research including test development and uncertainty analyses must be encouraged (track 1). However, it is equally important that fundamental research into the behaviour and fate of substances in ecosystems and their effect on the structure and processes of those ecosystems be carried out (track 2). The key task of this type of research will be to reveal chemical, (eco)toxicological and ecological mechanisms. The committee regards close interaction between the two tracks as essential for the further underpinning of the risk assessment of environmentally hazardous substances.

The Health Council's previous reports on ecotoxicology contributed to the scientific debate on the ecotoxicological risk assessment of substances. However, in his letter accompanying the 1991 report on ecotoxicological extrapolation methods, the chairman of the Health Council indicated that, in view of the gravity and complexity of ecotoxicological problems, a more detailed and structured debate was necessary. He therefore established the Committee on Ecotoxicological Issues on 4 December 1992.

In this report this committee presents an analysis of the scientific problems and gaps in the ecotoxicological risk assessment of substances. Its analysis was based on a schematic outline of the different stages a substance passes through from emission to effect on ecosystems.



The fate and effects of a substance after release into ecosystems

* A QSAR is a mathematical description relating the structural or physical and chemical properties of a substance to the activity (biological or otherwise) or behaviour of that substance in the environment.

The main conclusions drawn by the committee in relation to each stage in the process, except for the emission stage, on the basis of its analysis, and the recommendations made, are set out below. Where possible, a distinction has been drawn between general and (location-)specific risk assessment. An attempt has also been made to indicate which aspects require more fundamental research.

The fate of substances in the environment and in organisms

The committee examines in depth the abiotic and biotic processes which determine the behaviour and fate of substances in the environment and in organisms. It observes that in recent years a great deal of progress has been achieved in this area, which is largely concerned with environmental chemistry. Nevertheless, there are still many gaps. In particular, little is known about the effect of different environmental conditions on the processes in question in the field. The committee also points out that the knowledge of environmental chemists is still inadequately used in ecotoxicological risk assessment.

When estimating the chemical behaviour of a substance in the environment, the authorities are quick to assume *equilibrium situations* and *simple linear relationships*. Applied environmental chemical research (track 1) also pays scant attention to non-equilibrium and non-linear aspects. Little is known about the long-term behaviour of substances, particularly the effect of changing environmental conditions resulting from climate change, acidification, water depletion and changing land use. Methods which take into account the major variations in concentration over space and time are only in the first stages of development.

The committee feels that more research is needed into the occurrence and effects of long-distance airborne *transport* of substances. Field data on deposition processes and the role of various environmental factors are particularly important. With regard to transport via the soil, the committee recommends that research into leaching processes should take account of the heterogeneity of soils and the presence of specific ('preferential') pathways.

The committee regards it as highly important that data on the distribution of substances among water, soil and sediment, and air (partition coefficients) be gathered with great care and a due sense of reality. This applies in particular to the partition coefficients for *sorption* (distribution between water and soil or water and sediment by bonding to particles) and *evaporation* (from water, soil and aerosols). However, it warns that the figures obtained in the laboratory for the distribution of organic compounds between water and sediment, in particular, differ greatly from those obtained in the field. More research must be done into reliable estimation methods for evaporation from aerosols and from the soil.

At the present moment, in the Netherlands and elsewhere, recommended ecotoxicological exposure limits for soil and sediment are derived on the basis of the equilibrium partition concept. This means that, in the absence of toxicity data for organisms which live in the soil or in sediments, ecotoxicologically derived recommended limits for water are converted using partition coefficients into corresponding values for soil and sediment. The committee believes that this concept has been shown to be accurate as regards sediments in the case of non-ionic, non-superlipophilic organic compounds, some ionic compounds and a number of heavy metals. The conversion of aquatic toxicity data into corresponding data for soil organisms can only be applied to those organisms which largely take up the pollution via the porewater, such as earthworms and some arthropods. However, the committee feels that more types of substances should be tested. Fundamental research into the kinetics of sorption/desorption and evaporation should show the extent to which the equilibrium partition concept has led to an overestimation or underestimation of the risks and whether the concept should be revised (track 2). The influence of environmental conditions, such as the composition of the soil/sediment, pH level, redox conditions, salinity and sulphide content* should be paid special attention to in studies of (the kinetics of) partition processes.

To allow adequate risk assessment (track 1), more data must become available on parameters which determine the extent and rate of *biodegradation*. The committee recommends that such parameters be measured in the laboratory under realistic and varied conditions. More account should be taken in risk assessment of the creation of conversion products which might be more toxic or more readily leached than the original substance. The committee feels it is essential that analytical methods for such products be developed. More fundamental knowledge is needed on specific reaction mechanisms and on the effect of environmental factors which are relevant in the field, particularly redox conditions (track 2).

Another concept currently attracting attention in the ecotoxicological field is the '*internal dose/concentration*' concept, which is based on the fact that the internal dose or concentration in organisms gives a better picture of exposure and its associated effects than do external concentrations in the environment. The committee feels this concept requires refining before it can be applied in the risk assessment of substances, and further testing is needed for a large number of substances and species on the basis of laboratory and field data. The committee has also identified a lack of fundamental knowledge of the way in which substances are absorbed, metabolised and excreted by higher organisms, as well as their toxic effects in such organisms. Such knowledge

* The sulphide content plays an important role in the partition (speciation) of heavy metals.

would help provide a more solid risk assessment for terrestrial ecosystems and the role played by the food chain.

Effects on individual organisms

In the view of the committee, the package of tests for predicting the ecotoxicity of substances in the framework of general risk assessment is adequate for water, but not for soil and aquatic sediments. It calls for more attention to be given to the problems which occur in standard toxicity tests: the difficulties of studying readily degradable and poorly soluble substances, testing mixtures of unknown composition and carrying out statistical interpretations of the data. The number of tests available (especially for soil) must be increased to enable reliable recommended exposure limits to be derived. For the air compartment further research into the need and feasibility of ecotoxicity tests is recommended.

The committee recommends that research be carried out on the mechanisms by which toxic substances affect biological processes and on the main factors which determine these effects (track 2). Besides revealing fundamental information, the results would also benefit ecotoxicological risk assessment. The committee also believes that the development of Quantitative *Structure-Sensitivity Relationships (QSSRs)** should be continued. QSSRs are important for the critical evaluation of test species (general risk assessment) and the identification of vulnerable species, which may be necessary, for instance, for the setting up of monitoring programmes.

The committee believes that the problem of the combined effects of toxic substances on organisms and ecosystems (*combination toxicity*) should be paid greater attention to. Research should focus on the effects at very low exposure levels (far below the NOEC**) to underpin ecotoxicologically derived recommended limits for mixtures of substances.

Effects on populations and ecosystems

The committee observes that ecotoxicologists still have too few instruments to make reliable predictions of the effects of a substance at higher biological integration levels. The information currently available allows only rough indications of these effects.

Little is known about the effects of toxic substances on the inherited features of populations (*genetic characteristics of populations*). The committee recommends that

* A QSSR relates the biological properties of an organism to its sensitivity to a particular substance.

** No Observed Effect Concentration

this important aspect be accorded more attention in the measuring and prediction of effects, since such long-term effects can have major ecological consequences.

Research using *model ecosystems* such as microcosms and test ditches should, in the view of the committee, be conducted in its own right and complement research on individual species. The committee points out that research at ecosystem level is complex, time-consuming and expensive, while the results are not always directly applicable in general risk assessment: the results are sometimes difficult to interpret and often impossible to reproduce. This makes it difficult to set one single NOEC value under standard conditions in an ecosystem. However, the results may be relevant if great uncertainties still remain after the general risk assessment. Model ecosystem studies provide an opportunity to test the accuracy of the ecotoxicological extrapolation models since they often give a good idea of the fate of a substance in the field and help clarify the applicability of research results to other types of ecosystems and other seasons. Model ecosystem studies, in contrast to studies of individual species, can provide important information on the indirect or secondary effects of substances and the potential for restoring ecosystems. Furthermore, such studies also provide new ecological information and a quantitative impression of the dynamics within ecosystems, which can help to improve future ecotoxicological risk assessments. The committee refers for examples of ecosystem research to the programming study 'System-oriented ecotoxicological research' (in Dutch) by the Council for Environmental and Nature Conservation Research (RMNO) and the National Council for Agricultural Research (NRLO).

Development and application of calculation methods and models

The lack of information about chemical processes in the environment greatly hampers risk assessment. Making estimates using QSARs can help to overcome the problem. The committee recommends that QSARs be developed for various groups of organic substances for the parameters which determine the distribution of substances throughout different environmental compartments (equilibrium partition coefficient and kinetic constants for sorption and evaporation, and for various (bio)degradation constants). Reliable QSARs will also have to be developed for forecasting bioconcentration factors for the accumulation of highly hydrophobic substances (which accumulate in fat) in aquatic organisms and of a much larger group of substances in terrestrial organisms. The committee presents standards (quality requirements) which QSARs to be used for risk assessment must meet. Future fundamental QSAR studies will have to focus more on the search for a mechanistic explanation for an observed empirical link between an amount and a predictable property in order to place them on a firmer scientific footing and ensure that they

become more applicable in policy. This also applies to ‘effect QSARs’ used to predict ecotoxicological effects on the basis of the physical and chemical properties of a substance.

The committee feels that mathematical *distribution and food chain models* are essential to any integrated picture of the behaviour of substances in the environment and in organisms. However, the possible applications of models should be described in more detail to prevent them being used inappropriately in policy decisions.

The committee points out that recently developed models for the dynamics of food webs could play an important role in the extrapolation of ecotoxicological data at the individual level to the ecosystem level. If the species can be grouped in the model on the basis of their function in the ecosystem (functional groups), the model outcomes can be related to ecosystem processes.

The committee calls for the development of dynamic distribution models that would enable processes that vary over time to be taken into account, which is not the case with the equilibrium and steady-state models commonly used at present. Disequilibrium models can play an important role in location-specific risk assessment.

The committee emphasises the fact that most environmental chemical and ecotoxicological models and extrapolation methods have hardly been evaluated, if at all, largely due to a lack of field data. Extensive (quantitative) *sensitivity/uncertainty analyses* and *field validation* can help to clarify the uncertainties in the current system for assessing the ecotoxicological risks of substances. The committee therefore recommends wholeheartedly that such activities be carried out.

Despite a great deal of support in recent years, ecotoxicology still has a long way to go. If the government wants to achieve a simple but well-founded system for assessing the ecotoxicological risks of substances, possibly in combination with a reliable monitoring system, a major research effort will be required. This will involve both basic (fundamental) research into the processes underlying the behaviour and effects of substances on organisms and the way in which they are passed on to higher biological integration levels (populations and ecosystems), and applied research to support the policy on substances. These two tracks must be well coordinated and are an extension of the trends initiated in previous reports. The committee ends this report by concluding that ecotoxicology is well on course, but that support in the form of research is necessary if it is to realise its full potential.

Inleiding

1.1 Taak en samenstelling van de commissie

Begin 1987 bracht de Gezondheidsraad de achtergrondstudie 'Ecotoxicologie. Visies van 31 betrokkenen' (GR87) uit. Vooraanstaande Nederlandse biologen en ecotoxicologen gaven daarin hun visie op de ontwikkelingen in de ecotoxicologie. Sindsdien is op een aantal deelgebieden van deze jonge tak van wetenschap vooruitgang geboekt, op andere zijn de vorderingen echter nog gering. Veel aandacht is de afgelopen jaren besteed aan de wetenschappelijke onderbouwing van de (beleidsmatige) beoordeling van en normstelling voor stoffen. Daarentegen zijn er nog vele onopgeloste ecotoxicologische problemen, bijvoorbeeld hoe een bepaalde stof doorwerkt op hogere biologische integratieniveaus.

Het Gezondheidsraadadvies 'Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen' (GR88) vormde de wetenschappelijk basis voor een aantal belangrijke beleidsontwikkelingen in binnen- en buitenland (EU, OESO). Het advies omvatte een kritische wetenschappelijke beschouwing van verschillende methoden voor de beoordeling van ecotoxicologische risico's. Daarnaast werd aangegeven hoe deze methoden moeten worden toegepast bij de normstelling voor en risicobeoordeling van stoffen. De methodiek is, zij het in gewijzigde vorm, toegepast in het rapport 'Streven naar waarden', waarin voor een groot aantal stoffen ecotoxicologisch onderbouwde advieswaarden werden afgeleid (Mee90). Dit rapport vormde de aanleiding voor een tweede advies van de Gezondheidsraad over ecotoxicologische extrapolatiemethoden (GR91). Ondanks deze vooruitgang op het terrein van de ecotoxicologische

risicobeoordeling van stoffen, bestaan er ook hier nog talloze wetenschappelijke knelpunten en hiaten die een onderbouwing van de besluitvorming belemmeren.

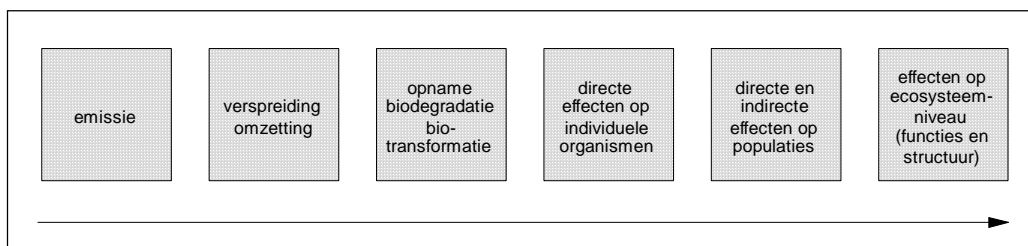
In de aanbiedingsbrief bij het advies over ecotoxicologische extrapolatiemethoden van 1991 gaf de voorzitter van de Gezondheidsraad aan dat er behoefte is aan 'een gestructureerde wetenschappelijke discussie over de risicobeoordeling van stoffen met het oog op de bescherming van ecosystemen'. Op 4 december 1992 heeft hij de Commissie Ecotoxicologische vraagstukken geïnstalleerd - hierna te noemen: de commissie - en deze gevraagd in eerste instantie te adviseren over 'Uitgangspunten voor de beoordeling van de risico's voor ecosystemen'. In het voorliggende advies van de commissie ligt de nadruk op de mogelijkheden en beperkingen van het beoordelen van de risico's van stoffen voor ecosystemen of onderdelen daarvan. De commissie zal zich echter ook buigen over ecotoxicologische vraagstukken met een meer fundamenteel karakter (zie ook paragraaf 1.2).

De commissie heeft kennis genomen van andere, vergelijkbare activiteiten op dit terrein in Nederland (o.a. Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek en Technische Commissie Bodembescherming) en daarbuiten (o.a. Environmental Protection Agency). Zij onderkent dat, behalve stoffen, ook talloze fysieke ingrepen in de omgeving, zoals de verlaging van het grondwaterpeil, areaalverkleining en recreatie, kunnen bijdragen aan de achteruitgang van de kwaliteit van ecosystemen. De invloed van dergelijke factoren op planten, dieren en ecosystemen blijft echter buiten het aandachtsveld van dit advies van de commissie.

De samenstelling van de commissie is vermeld in bijlage A.

1.2 Doel en opzet van het advies

De gevolgen van het vrijkomen van een stof in ecosystemen zijn schematisch weergegeven in figuur 1. Aan de hand van dit schema heeft de commissie in het voorliggende advies de huidige kennis geïventariseerd en aangegeven waar onzekerheden liggen. Zij heeft zich daarbij beperkt tot de zware metalen en de organische micro-verontreinigingen. Het onderdeel emissie is niet in beschouwing genomen. Verder poogt de commissie de toekomstige ontwikkelingen op de afzonderlijke onderdelen te schetsen. Een belangrijke vraag is in hoeverre nieuwe ontwikkelingen mogelijkheden scheppen om de onzekerheden in de risicobeoordeling te reduceren. Een en ander heeft belangrijke consequenties voor de ecotoxicologische risicobeoordeling. Bij deze beoordeling worden gegevens over de blootstelling van organismen en ecosystemen aan een stof verbonden met die over de mogelijke effecten van de stof.



Figuur 1 De lotgevallen en effecten van een stof na het vrijkomen ervan in ecosystemen.

Behalve op een analyse van de wetenschappelijke knelpunten die optreden bij de risicobeoordeling van stoffen en het signaleren van het benodigde toegepaste onderzoek om deze knelpunten op te kunnen lossen (spoor 1), richt de commissie zich in dit advies op fundamentele ecotoxicologische (en milieuchemische) vraagstukken ter verbetering van de theoretische basis van de ecotoxicologie (spoor 2).

Bij de toepassing van de resultaten uit spoor 1-onderzoek maakt zij onderscheid tussen de algemene risicobeoordeling en de (lokatie)specifieke risicobeoordeling van stoffen. De algemene risicobeoordeling dient ter onderbouwing van het stoffenbeleid van de (rijks)overheid. Dat beleid richt zich op de toelating van stoffen, op het stellen van prioriteiten voor nader onderzoek naar de schadelijkheid van stoffen in het milieu en op het stellen van algemene normen voor de concentratie van een stof in de diverse milieucompartimenten. Dit laatste beleidsdoel behelst het afleiden van ecotoxicologische advieswaarden. De specifieke risicobeoordeling is onder meer aan de orde bij gebiedsgerichte projecten, bijvoorbeeld bodemsanering, natuurbeheer en vergunningverlening. In dergelijke gevallen zijn gedetailleerde soort- dan wel lokatiespecifieke gegevens vereist.

Spoor 2 heeft tot doel het vergroten van het fundamenteel inzicht in het functioneren van ecosystemen en de invloed van stoffen daarop. De commissie geeft in het voorliggende advies globaal aan voor welk van beide sporen een bepaalde ontwikkeling al dan niet relevant is. Zij acht een intensieve wisselwerking tussen beide sporen van groot belang voor de verdere ecotoxicologische onderbouwing van de risicobeoordeling van milieugevaarlijke stoffen.

De lotgevallen van stoffen in het milieu en in organismen

2.1 Inleiding

Voor een adequate ecotoxicologische risicobeoordeling van een stof is kennis nodig van de mate waarin organismen aan die stof kunnen worden blootgesteld. De blootstelling komt tot stand door tal van abiotische en biotische processen, die het gedrag en de lotgevallen (concentraties) van de stof in het milieu en in organismen bepalen. In dit hoofdstuk neemt de commissie die processen in beschouwing. Ze worden zowel in de milieuchemie als in de ecotoxicologie bestudeerd. Daarbij richt de milieuchemicus zich op de abiotische processen terwijl in de ecotoxicologie de biotische processen centraal staan. Noch in de praktijk, noch in dit advies is het onderscheid tussen beide categorieën (en vakgebieden) strikt aan te brengen. De commissie heeft getracht enerzijds recht te doen aan de begrippenkaders van beide vakgebieden en anderzijds de analogieën tussen beide te belichten.

De abiotische en biotische processen die het gedrag van stoffen en de concentraties in het (fysische) milieu en in organismen bepalen, vallen in beide genoemde vakgebieden in drie typen uiteen. Te weten:

- abiotisch: *transport*; biotisch: *doorgifte* (of: voedselketentransport)
 - abiotisch: *uitwisseling* (of: partitie); biotisch: *opname*
 - abiotisch: *omzetting*; biotisch: *biodegradatie* (in of door micro-organismen) dan wel *biotransformatie* (in of door hogere organismen).
-

De eerste twee types van processen zijn samen verantwoordelijk voor de verspreiding van een stof in de abiotische en biotische componenten van ecosystemen (zie ook figuur 1).

Bij het bespreken van de zojuist genoemde processen komen eerst de abiotische processen transport, uitwisseling en omzetting aan de orde (respectievelijk 2.2, 2.3 en 2.4) terwijl in 2.5 hun biotische tegenhangers centraal staan. Hier volgt een korte beschrijving van elk van de processen.

Na de emissie van een stof in het milieu vindt abiotisch transport plaats door onder meer meevoering met water- of luchtstromen of door verplaatsing en neerslag van deeltjes in en uit de atmosfeer ('atmosferische depositie'). Is een stof eenmaal opgenomen door organismen, dan kan langs biotische weg verder transport plaatsvinden via voedselketens ('doorgifte').

Uitwisselings- of partitieprocessen leiden tot een verdeling van een stof over twee of meer fysische compartimenten of fasen (bijvoorbeeld: water en waterbodemdeeltjes). Gaat het om uitwisseling of partitie waarbij transport over biologische membranen plaatsvindt, dan spreekt de commissie van opname.

Tijdens of na de verspreiding van een stof kunnen zich chemische en biologische omzettingsprocessen voordoen: biodegradatie als uitsluitend micro-organismen een rol spelen, biotransformatie wanneer hogere organismen actief zijn.

De relatie tussen gehalten van een stof in milieucompartimenten en opname door organismen duiden ecotoxicologen aan met het begrip 'biologische beschikbaarheid'. De commissie ziet het probleem van de biologische beschikbaarheid als interactie tussen een milieuchemisch en een biologisch partitieprobleem. De beschikbaarheid van een stof voor opname door organismen wordt immers bepaald door externe en interne partitieprocessen waarbij zowel eigenschappen van het (externe en interne) milieu als de opnamekarakteristiek van organismen een rol spelen.

Alle hierboven genoemde processen kennen een grote mate van ruimtelijke en temporele variabiliteit, veroorzaakt door veranderingen en verschillen in de invloed van talloze omgevingscondities. Dit leidt tot grote ruimtelijke en temporele variaties in de concentraties van stoffen in het milieu en in organismen (ECE88). Ook zijn er aanzienlijke verschillen in de ruimtelijke schalen van processen (bijvoorbeeld: transport over korte versus lange afstand) alsmede in processnelheden. In theorie kunnen, afhankelijk van verhoudingen tussen processnelheden, evenwichtssituaties ontstaan. In de praktijk is daarvan echter meestal geen sprake ten gevolge van, onder meer, veranderingen in emissiepatronen en in omgevingscondities. Bij relatief langzaam, niet-lineair verlopende processen kunnen zich op wat langere termijn, al dan niet plotselinge, veranderingen voordoen die kunnen leiden tot zogenoemde 'uitgestelde effecten'. Een voorbeeld hiervan is de mobilisatie van zware metalen na een langzaam proces van verandering van de bindingscapaciteit van bodemdeeltjes

onder invloed van veranderingen in zuurgraad of redoxcondities (Sal93). In het onderzoek naar het lange-termijngedrag van stoffen in de bodem, dat momenteel veel aandacht trekt, spreekt men wel van 'chemical time-bombs' (Sti91).

De commissie richt zich in dit hoofdstuk op de wetenschappelijke knelpunten en hiaten in de schatting van de blootstelling van organismen aan stoffen (spoor 1: zie 1.2)). Waar mogelijk is onderscheid gemaakt tussen algemene en specifieke risicobeoordeling. Ook is getracht aan te geven op welke punten meer fundamentele kennis nodig is van het gedrag van stoffen in het milieu en in organismen (spoor 2). Vooral bij het onderwerp 'transport' beperkt de commissie zich evenwel tot enkele hoofdlijnen.

2.2 Transport

In deze paragraaf komt alleen het abiotisch transport aan de orde. Het biotisch transport (voedselketentransport of doorgifte) bespreekt de commissie in paragraaf 2.5.

Bij abiotisch transport wordt de stof meegevoerd met een transportmedium.

Transportmedia zijn onder meer:

- lucht
- aërosolen
- water (inclusief mist en sneeuw)
- (zwevend) slib
- grondwater
- opgelost organisch materiaal ('Dissolved Organic Matter', DOM).

Het stroomgedrag van deze media is het onderwerp van onderzoek in de hydrologie, meteorologie en bodemkunde. De commissie meent dat dit terrein uitgebreid aandacht verdient. Zij beperkt zich in dit advies tot enkele algemene opmerkingen.

Bij transportprocessen spelen verschillende ruimtelijke schaalniveaus een rol. Te onderscheiden zijn transport over korte en lange afstand. Hierdoor kunnen effecten op organismen en ecosystemen optreden op heel andere plaatsen dan die van de emissie.

Van groot belang is het lange-afstandstransport via de lucht. Deze route vormt onder meer een belangrijke bron van belasting van kwetsbare natuurgebieden, zoals bijvoorbeeld de Noordpool, met relatief persistente (semi-vluchtige) organische stoffen. Bij het lange-afstandstransport naar en de depositie in het poolgebied spelen waarschijnlijk de troposfeer en specifieke poolcondities, zoals de lage temperatuur en de vorming van sneeuw en ijs (het zogenoemde 'cold trap' effect), een belangrijke rol (Voo93). Een ander voorbeeld is de belasting van de Noordzee met bestrijdingsmiddelen door transport via de lucht. Recent onderzoek heeft aangetoond

dat het noodzakelijk is om bij het beoordelen van de risico's van bestrijdingsmiddelen rekening te houden met het optreden van transport via de lucht naar en depositie in ecosystemen die (ver) verwijderd zijn van het toepassingsgebied van de beschouwde stoffen (Baa93)

In het algemeen is weinig bekend over depositieprocessen en de invloed van onder meer meteorologische en geomorfologische factoren (Ern87, Elk93). Dit geldt zowel voor depositie via sneeuw en ijs als voor depositie van aërosolgebonden stoffen. Er zijn bovendien nauwelijks uitkomsten van veldmetingen van depositie voorhanden.

Transportprocessen in de bodem kenmerken zich door korte afstanden. Het organisch stofgehalte en de bindingscapaciteit van de organische stof bepalen de transportsnelheid. Ook het transport van herbiciden vanuit de bouwvoor naar het grondwater is een transport over relatief korte afstand. De commissie wijst er op dat de huidige theorieën over uitspoelingsprocessen ten onrechte uitgaan van een homogene bodem. In werkelijkheid infiltreert het water vaak geconcentreerd via smalle paden, de zogenoemde 'preferente' stroombanen. Deze kunnen onder meer ontstaan als gevolg van krimpprocessen in kleigronden en door concentratie langs gewasstengels en wortels (Ern72, Due86). Via dergelijke preferente stroombanen kan water, met daarin opgeloste stoffen, voor een deel veel sneller het grondwater bereiken dan op grond van de uitkomsten van de huidige modellen te verwachten zou zijn (Bro90).

2.3 Partitie

Abiotische partitieprocessen leiden tot de verdeling van een stof over milieucompartimenten of 'fasen'. Er kan partitie optreden tussen:

- water en (zwevend) sediment
- water en bodemdeeltjes
- water en lucht
- aërosol en lucht
- bodemdeeltjes en lucht.

De eerste twee partitieprocessen vat men samen onder de noemer van sorptie; de andere drie zijn verdampingsprocessen.

Voor het beschrijven van partitieprocessen kan men uitgaan van zowel een evenwichtssituatie als een niet-evenwichtssituatie. In het eerste geval gebruikt men partitieconstanten, zoals de sorptiecoëfficiënten voor water-bodempartitie, en in het tweede geval kinetische constanten (snelheid van diffusie, sorptiesnelheid, desorptiesnelheid, etc.). Er kan ook sorptie plaatsvinden aan biotische oppervlakken, zoals aan de celwand van een micro-organisme of een plantewortel (Rie93). Ook

kunnen stoffen aan andere verontreinigende stoffen binden (bijvoorbeeld: dioxinen aan olie, Loo94).

Bij de partitie van organische verbindingen spelen andere processen een rol dan bij de partitie van zware metalen (speciatie).

Sorptie

In de huidige algemene risicobeoordeling neemt het zogenoemde evenwichtspartitieconcept een belangrijke plaats in. De basisaanname van dit concept is dat de concentratie van een stof in sediment of bodem in evenwicht is met die in (porie)water en dat de verhouding tussen die concentraties een vaste waarde heeft, de zogenoemde water-sediment of water-bodempartitiecoëfficiënt. Met behulp van deze partitiecoëfficiënten rekent men concentraties in (porie)water om naar concentraties in sediment en bodem ('EP-methode', Bru93). Bij gebrek aan toxiciteitsgegevens van bodem- en sedimentorganismen past de overheid het concept toe om normen voor de milieucompartimenten bodem en sediment te berekenen uit die voor water. Aan deze toepassing ligt tevens de aanname ten grondslag dat bodem- en sedimentorganismen hoofdzakelijk via het poriewater worden blootgesteld. In paragraaf 2.5. gaat de commissie nader in op de geldigheid van deze aanname. Ook voor zware metalen wordt het evenwichtspartitieconcept toegepast. In tegenstelling tot bij organische stoffen, spelen bij zware metalen naast ad- en desorptieprocessen ook neerslag- en oplosreacties een rol, bijvoorbeeld neerslag met sulfide. De processen die de verdeling van zware metalen over bodem of sediment en (porie)water bepalen, zijn daardoor veel complexer; veel omgevingsfactoren, zoals zuurgraad, redoxpotentiaal, aanwezigheid van complexerende verbindingen en andere metalen, blijken van invloed te zijn. De vraag is of het evenwichtspartitie-concept ook geldig is voor zware metalen.

De sorptie van organische stoffen aan bodem- en sedimentdeeltjes is voor veel stoffen reversibel. Vaak neemt men aan dat sorptie relatief zo snel verloopt dat zich een evenwichtssituatie kan instellen. Echter, uit laboratoriumonderzoek is gebleken dat sommige stoffen onder bepaalde omstandigheden voor een deel irreversibel gebonden zijn (Elz87). Bovendien blijkt de desorptie bij bodemmonsters afkomstig uit een verontreinigde veldsituatie deels traag te verlopen (Con93). Dit blijkt ook uit resultaten van verkennend onderzoek van Nederlandse waterbodems (Noo93).

De commissie wijst erop dat uit veldmetingen berekende water-sedimentpartitiecoëfficiënten aanzienlijk kunnen afwijken van coëfficiënten afkomstig uit (kort)durende laboratoriumbepalingen. Een mogelijke oorzaak voor deze verschillen zou de zeer trage desorptie kunnen zijn (zie boven). De commissie waarschuwt dan ook tegen het zonder meer gebruiken van water-sedimentpartitiecoëfficiënten uit het laboratorium in de risicobeoordeling .

Bij de verspreiding van een stof in het milieu spelen naast evenwichts-partitieprocessen ook niet-evenwichtsprocessen (emissie, transport en omzetting) een rol: snelle veranderingen in emissiepatroon of in snelheid van transport- en omzettingsprocessen, maar ook veranderingen in milieufactoren, kunnen het bereiken van een evenwichtssituatie verhinderen. Bovendien spelen niet-evenwichtsaspecten een rol als stoffen diffunderen naar de kern van een deeltje en andersom. De commissie concludeert dat het evenwichts-partitieconcept slechts geldig is voor niet-ionogene organische verbindingen, sommige ionogene verbindingen en met enkele zware metalen (Dit91, Koo91, Lee92). Zij meent dat het concept bruikbaar is voor de algemene risicobeoordeling van die stoffen en sluit daarmee aan bij de conclusies van de EPA* en de OESO** (EPA89, OECD92). Verdere toetsing van het concept, onder meer voor andere groepen van stoffen, acht de commissie echter noodzakelijk.

Over het lange-termijngedrag van stoffen is weinig bekend. De langzame ophoping van stoffen, voornamelijk in de bodem, kan op de lange termijn tot grote risico's ('uitgestelde effecten') leiden als er sprake is van een plotselinge en sprongsgewijze (niet-lineaire) verandering in de bindingscapaciteit van de bodem. Dergelijke veranderingen kunnen optreden door menselijke ingrepen, bijvoorbeeld beluchting (aëratie) van de bodem door drainage, verdringing van zuurstof (anaërobie) door inundatie of veranderingen in zuurgraad door omzetting van landbouwgrond in grasland of bos (Sal93). Een voorbeeld van een proces met een mogelijk sprongsgewijs karakter is de invloed van de daling van de grondwaterspiegel (verdroging) op de sorptie van zware metalen. Door de verlaging van het vochtgehalte kan zuurstof uit de lucht gemakkelijker in de bodem doordringen en daarmee verandert de redox-potentiaal. Zwaar-metaalionen die eerst waren gebonden in onoplosbare sulfide verbindingen, komen vervolgens vrij als oplosbare sulfaatverbindingen (Sti91). Ook de aanwezigheid van andere chemische stoffen kan het sorptieproces beïnvloeden, bijvoorbeeld interacties met oppervlakte-actieve stoffen (in wasmiddelen) of met andere zware metalen.

De commissie vindt dat voor de beoordeling van specifieke risico's op de lange termijn inzicht in bovengenoemde indirecte fysische en milieuchemische interacties van groot belang is.

* EPA staat voor Environmental Protection Agency, het milieubureau van de federale regering in de VS.

** OESO staat voor Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling.

Verdamping

De huidige kennis over de uitwisseling van stoffen door verdamping heeft voornamelijk betrekking op de water-luchtpartitie. Er is weinig bekend over verdamping van stoffen gebonden aan aërosolen en verdamping uit de bodem. Het onderzoek naar deze processen bevindt zich in het stadium van conceptontwikkeling. De methoden die gebruikt worden voor het schatten van de snelheden van deze processen, acht de commissie zeer onbetrouwbaar.

De waarde van de constante van Henry voor een stof, bij benadering de evenwichtsverhouding tussen de concentratie in water en die in lucht, bepaalt de omvang van de verdamping. Er zijn verscheidene methoden ontwikkeld om de constante van Henry en verdampingssnelheidsconstanten experimenteel te bepalen. De commissie meent dat de extrapolatie van deze laboratoriumbepalingen naar de veldsituatie een probleem vormt. Zo is er nog weinig bekend over de invloed van de organische 'microlayer' op verdamping in de veldsituatie. Deze grenslaag tussen oppervlaktewater en lucht, onder meer bestaande uit vetten en eiwitten afkomstig van planten en dieren, kan mogelijk verdamping tegengaan (Har82, Mui92). Ook verontreinigingen, bijvoorbeeld olie, kunnen werken als een 'microlayer'.

2.4 Omzetting

Bij omzettingsprocessen verandert in de chemische structuur van een stof. De intermediären of omzettingsprodukten die zo ontstaan, kunnen overigens schadelijker zijn dan de oorspronkelijke stof. Een voorbeeld is vinylchloride dat schadelijker is dan tri- en tetrachloorethyleen waaruit het in de anaërobe omzetting als intermediair ontstaat (Ens91). Pas bij mineralisatie is er sprake van volledige omzetting tot uitsluitend anorganische bestanddelen.

Er zijn - zoals eerder gezegd - twee typen omzettingsprocessen mogelijk, namelijk chemische omzettingsprocessen of degradatie (fotolyse, hydrolyse, redoxreacties en thermische reacties) en biologische omzettingsprocessen. Beide typen vormen het onderwerp van deze paragraaf. Daarbij moet opgemerkt worden dat het vaak moeilijk is om een precieze scheiding aan te brengen tussen chemische en biologische omzettingen. Omzettingsprocessen in (hogere) organismen, ofwel biotransformatie, komt aan de orde in paragraaf 2.5.

Chemische omzetting (degradatie)

Over de mechanismen van hydrolyse (reactie met water), oxydatie (reactie met een elektronarme verbinding) en fotolyse (omzetting onder invloed van licht) is relatief veel bekend. Er zijn betrouwbare experimentele methoden ontwikkeld die gegevens leveren over omzettingssnelheden en omzettingen producten. Ook over de invloed van zuurgraad en temperatuur op hydrolyse is doorgaans veel bekend. Bij fotolyse spelen deze milieufactoren geen rol. Verder is veel onderzoek gedaan naar anaërobe omzetting van onder meer gehalogeneerde aromatische koolwaterstoffen (reductieve dehalogenering, Peij92).

Over andere chemische omzettingenprocessen is veel minder bekend.

Biologische omzetting (biodegradatie)

Biodegradatie (omzetting door micro-organismen) is op plaatsen waar geen zonlicht kan doordringen verreweg het belangrijkste omzettingenproces. Het is een complex onderzoeksveld door de verscheidenheid in micro-organismen, milieufactoren en om te zetten verbindingen. De commissie vindt dat meer gezocht moeten worden naar generaliserende concepten voor het verklaren van de rol van de verschillende soorten micro-organismen bij specifieke omzettingenreacties.

Voor de biodegradatie van natuurlijk gevormde organische verbindingen kan in beginsel uitgegaan worden van het 'biologische onfeilbaarheidsprincipe': voor elke verbinding is er een afbraakroute. Vele milieufactoren, zoals zuurgraad, redoxcondities, zoutgehalte, temperatuur en licht, kunnen op micro-schaal sterk verschillen. Het is daarom moeilijk om resultaten uit laboratoriumexperimenten te extrapoleren naar de veldsituatie. Bij de huidige algemene risicobeoordeling van stoffen dient rekening te worden gehouden met intermediären die a) alleen onder andere dan de getoetste milieu-omstandigheden verder afbreken, b) mogelijk toxischer zijn en c) mobieler zijn en makkelijker uitspoelen dan de oorspronkelijke stof. Zo ontstaan bij anaërobe dechlorering van hexachloorbenzeen (HCB) lager-gechloreerde verbindingen die slechts aëroob verder worden omgezet. Deze omzettingenproducten spoelen makkelijker uit naar het grondwater dan HCB (Beu93a). Er bestaan momenteel eenvoudige laboratoriumtests voor het bepalen van de potentiële 'afbreekbaarheid' van stoffen, de zogenoemde 'ready-biodegradability' tests. Deze vinden hoofdzakelijk plaats in optimale aquatische of 'slurrie'-omstandigheden. Ze leveren weliswaar informatie over de mogelijke omzettingenreacties, maar gaan voorbij aan het feit dat in de veldsituatie vaak de beschikbaarheid van de stof voor opname en omzetting door

micro-organismen beperkt is door sorptie aan bodem- of sedimentdeeltjes en door het ontbreken van elektronen-acceptoren.

Er zijn weinig gegevens over omzettingssnelheden in de veldsituatie. Voor HCB en PCBs* zijn onlangs, op basis van onder meer langdurig geconserveerde concentratieprofielen in sediment, maximale halfwaarde-tijden geschat van respectievelijk 7 en 9 jaar (Beu93a, Beu93b). De halfwaarde-tijd van de oorspronkelijke verbinding (DT 50) als maat voor de 'persistentie' geeft echter geen inzicht in het ontstaan van intermediaren.

In de huidige omzettingsmodellen ten behoeve van de algemene risicobeoordeling van stoffen wordt in het algemeen uitgegaan van een eerste-orde omzettingsskinetiek. In het kader van het Beoordelingssysteem voor Nieuwe Stoffen (BNS) is onlangs een methode ontwikkeld om de gegevens uit laboratoriumonderzoek te extrapoleren naar eerste-orde snelheidsconstanten voor biodegradatie in de veldsituatie. Deze methode berust op de aanname dat de halfwaarde-tijd omgekeerd evenredig is met de totale concentratie van micro-organismen (Str92). De commissie wijst er echter op dat uit diverse onderzoeken een dergelijke kwantitatieve relatie niet is gebleken (Kle89). Vaak is er ook geen sprake van een eerste-orde kinetiek door onder meer de noodzaak tot 'adaptatie' van de microbiële populatie ('lag-fase', Peij89).

Net als bij partitie geldt ook hier dat in het algemeen over de omzetting van stoffen en hun intermediaren op de lange termijn, onder veranderende milieu-omstandigheden, nog weinig bekend is. Het aantal soorten micro-organismen dat aan de omzetting van ecotoxicologisch relevante verbindingen als aromaten, PCBs en PAKs** bijdraagt, neemt echter toe (Mee94). Het reinigend vermogen van micro-organismen is, volgens de commissie, niet te onderschatten.

2.5 Opname, doorgifte en biotransformatie

Opname, doorgifte en biotransformatie zijn de ecotoxicologische begrippen voor de in paragraaf 2.1 aangeduide biotische partitie-, transport- en omzettingsprocessen. Organismen kunnen via verschillende routes een stof uit het milieu opnemen. In ecotoxicologisch laboratoriumonderzoek is het gebruikelijk om de (totale) concentraties in het omringende milieu te bepalen als maat voor de blootstelling. Een betere, integrale maat voor de blootstelling, die uiteindelijk bepaalt of er een effect in de vorm van onder meer orgaanschade optreedt, is mogelijk de (totale) concentratie in het organisme, de 'interne concentratie of dosis' (nog liever de concentratie in het receptororgaan zelf). In deze paragraaf bespreekt de commissie de mogelijkheden en

* Polycyclische chloorbifenylen.

** Poly-aromatische koolwaterstoffen.

beperkingen van het zogenoemde 'interne concentratie of dosis' concept. Voorts behandelt zij het belang van verschillende opnameroutes en meer specifiek de opname via het voedsel (voedselketentransport of doorgifte) en biotransformatie.

'Interne concentratie of dosis'-concept

Een groot probleem in de ecotoxicologie vormt de grote variatie in geen-nadelig-effectniveaus van een bepaalde stof, afkomstig uit toxiciteitstests in het laboratorium, uitgedrukt in externe blootstellingsconcentraties. Deze variatie is niet alleen het gevolg van verschillen in gevoeligheid tussen de gebruikte testorganismen, maar ook van verschillen in de tijdsduur van het experiment en in experimentele condities. Het 'interne concentratie/dosis'-concept kan een deel van deze variatie ondervangen (Hoo88, McC93, Tas93). De interne concentratie of dosis zou immers een geïntegreerd beeld moeten geven van alle processen van externe en interne opname, kinetiek en dynamiek. Uit onderzoek met vissen is gebleken dat voor niet-reactieve, hydrofobe organische verbindingen de interne concentratie waarbij sterfte optreedt, onafhankelijk is van de externe blootstellingsconcentratie en van de tijdsduur van de blootstelling. Een belangrijke consequentie van het concept zou kunnen zijn dat niet het geen-nadelig-effectniveau, uitgedrukt in een externe concentratie, maar de 'kritische' interne concentratie uitgangspunt is voor het beoordelen van de risico's voor ecosystemen.

Het concept is hoofdzakelijk gebaseerd op laboratoriumexperimenten met vissen (gup). De commissie vindt het daarom noodzakelijk te toetsen in hoeverre het ook geldig is voor stoffen met een specifiek werkingsmechanisme voor zeer hydrofobe stoffen die zeer sterk accumuleren in vetweefsel, voor stoffen die onderhevig zijn aan biotransformatie waarbij mogelijk toxischer metaboliëten ontstaan, en voor stoffen die geïnactiveerd worden door bijvoorbeeld binding aan bepaalde eiwitten (zware metalen). Ook dienen er meer laboratoriumgegevens te komen van andere diersoorten: Crommentuijn liet zien dat de interne letale concentratie in samenhang met de accumulatiekinetiek beperkend was voor het effect van cadmium op zes soorten arthropoden (Cro94). Bovendien blijken er nog talloze complicaties op te treden. Zo is de interne letale dosis bij chronische toxiciteit vaak lager dan bij acute toxiciteit (Bru91, Oha93) en blijken 'time varying concentrations' een grotere invloed te hebben op de interne dosis dan verwacht (Den93).

De commissie meent dat het concept verdere uitwerking behoeft alvorens het toe te passen in de risicobeoordeling van stoffen. Daartoe is meer kennis nodig van specifieke opname-mechanismen (vooral opname via membranen) en van de toxicokinetiek van een stof in organismen (spoor 2).

Opname en doorgifte

Bij het afleiden van normen voor bodem en sediment uit die voor water met behulp van de evenwichts-partitiemethode geldt de aanname dat bodem- en sedimentorganismen hoofdzakelijk via het poriewater blootgesteld worden (zie ook paragraaf 2.3). Recentelijk is aangetoond dat deze aanname geldig is voor de regenworm en voor kleine arthropoden met een doorlatende huid (Bel94, Str93a). Opname via het voedsel speelt bij deze organismen een ondergeschikte rol. Voor grotere dieren die via het voedsel worden blootgesteld, is het concept niet toepasbaar (Crom94). Onderzoek naar de bijdragen van verschillende opname-routes aan de blootstelling van organismen blijft noodzakelijk.

Hogere organismen, die veelal aan de top van voedselketens staan, kunnen via het voedsel relatief grote hoeveelheden van toxische stoffen binnenkrijgen door ophoping in voedselorganismen en doorgifte via de voedselketen. Naar doorgifte in aquatische voedselketens is relatief veel onderzoek gedaan. Deze kennis wordt reeds toegepast om, bij het afleiden van ecotoxicologische advieswaarden, rekening te kunnen houden met het optreden van doorgifte en effecten daarvan op toppredatoren ('doorvergiftiging', zie ook paragraaf 5.3.2).

Over doorgifte in terrestrische ecosystemen is veel minder bekend. Bij de algemene risicobeoordeling van nieuwe stoffen komt de ophoping van stoffen in planten en dieren (vee) via bodem, poriewater en lucht als belangrijke bron van onzekerheden naar voren (Toe92).

Over het onderwerp doorvergiftiging heeft de Gezondheidsraad in 1993 een advies uitgebracht (GR93). Een belangrijk punt van kritiek in dat advies is dat de methode die ontwikkeld is door het RIVM voor het schatten van de risico's van doorvergiftiging via het compartiment bodem, onvoldoende recht doet aan de grote invloed van milieufactoren (bodemeigenschappen als zuurgraad e.d.). Een ander aandachtspunt uit dat advies betreft de speciatie van een stof in het specifieke voedsel (matrix) en de beschikbaarheid voor opname in het maagdarmkanaal. Tot op heden is onvoldoende aandacht besteed aan dit interne opname-aspect.

Biotransformatie

Biotransformatie is gericht op detoxificatie en uitscheiding van een stof in hogere organismen. Het kan echter ook leiden tot de vorming van metabolieten met een hogere biologische activiteit. De commissie vindt dat er nog veel fundamentele kennis ontbreekt over biotransformatie. Zonder deze kennis is het niet mogelijk om de

mechanismen van toxiciteit in organismen te ontrafelen en om beter inzicht te krijgen in de mogelijkheden van het optreden van doorvergiftiging.

Effecten op individuele organismen

3.1 Inleiding

Onderzoek in het laboratorium waarin het directe effect van een stof op individuele organismen van één soort wordt bepaald, levert nog steeds de belangrijkste bouwstenen voor de ecotoxicologische risicobeoordeling. De stap van het laboratorium naar de uiteindelijk te beschermen objecten, ecosystemen, impliceert verscheidene extrapolaties die elk gepaard gaan met een bepaalde mate van onzekerheid. De belangrijkste extrapolatiestappen zijn (Lee93):

- van individu naar hogere integratieniveaus
- van acute naar chronische effecten (bijvoorbeeld van LC_{50} * naar NOEC**)
- van één soort (testorganisme) naar andere, niet-geteste soorten
- van standaardcondities in het laboratorium naar condities in het veld (bijvoorbeeld stress door honger of concurrentie met andere soorten).

Er bestaan tegenwoordig verschillende (statistische) extrapolatiemethoden om met behulp van de gegevens voor afzonderlijke soorten van organismen het effect op ecosystemen te voorspellen. De commissie verwijst voor een uitvoerige analyse van de mogelijkheden én beperkingen van deze methoden naar eerdere adviezen van de Gezondheidsraad (GR88, GR91). In paragraaf 4.4 gaat de commissie in op de validatie

* LC_{50} is de concentratie waarbij de helft van de blootgestelde organismen sterft.

** 'No Observed Effect Concentration', hoogste concentratie waarbij geen effecten worden waargenomen.

van de ecotoxicologische extrapolatiemethoden die momenteel in het Nederlandse beleid worden toegepast voor het afleiden van advieswaarden ter bescherming van ecosystemen.

Het is onmogelijk om *alle* relaties tussen stoffen, organismen en abiotische componenten te doorgronden.

Ook al vullen onderzoeksresultaten veel van de huidige lacunes op, dan nog zal extrapolatie ten behoeve van de ecotoxicologische risicobeoordeling noodzakelijk blijven. De commissie meent wel dat de ecotoxicologische testmethoden op verscheidene onderdelen kunnen worden verbeterd. Daartoe doet zij in dit hoofdstuk een aantal suggesties. Zij wijst ook op het belang van fundamenteel onderzoek naar de invloed van stoffen op biologische processen. Onderzoek naar fundamentele wetmatigheden in de ecotoxicologie dient zich te richten op de plaats van toxische stoffen binnen het geheel van bedreigende en conditionerende invloeden vanuit het milieu op organismen. Hierbij valt te denken aan zaken als 'meervoudige stress', natuurlijke contaminanten, invloed van fysische factoren op de toxiciteit, invloed van substraat- en mediuimeigenschappen op de toxiciteit, etc. Een uitgangspunt is dat het organisme als geïntegreerd geheel moet worden beschouwd, dat wil zeggen inclusief de fysiologische responsen en de homeostatische mechanismen. De commissie benadrukt het belang van fundamenteel, mechanistisch-toxicologisch onderzoek (spoor 2) ten behoeve van de algemene en specifieke risicobeoordeling. Het ontrafelen van de biologische processen die verantwoordelijk zijn voor een bepaald effect, kan bijvoorbeeld leiden tot het aanpassen van de veiligheidsfactor die bij de (eco)toxicologische risicobeoordeling gebruikt wordt om een aantal onzekerheden in rekening te brengen, bijvoorbeeld de interspeciesvariatie.

Men dient zich te realiseren dat extrapolatie onvermijdelijk met onzekerheden gepaard gaat. De commissie pleit ervoor deze onzekerheden inzichtelijk te maken.

In de nu volgende paragrafen gaat de commissie in op een aantal aspecten van ecotoxicologisch laboratoriumonderzoek met afzonderlijke soorten. Een vergelijking van de uitkomsten van enkelsoortstests en extrapolatiemethoden met gegevens uit 'multi-species'-experimenten en veldonderzoek vindt plaats in hoofdstuk 4 (paragraaf 4.4).

3.2 Omvang en samenstelling van ecotoxicologische testpakketten

De laatste decennia zijn de mogelijkheden om de ecotoxiciteit van een stof in standaardtests te bepalen vooral gericht geweest op waterorganismen. De afgelopen jaren is echter, vooral ook in Nederland, veel gedaan aan testontwikkeling voor (water)bodemorganismen als springstaarten, mijten, regenwormen en muggelarven

(onder meer in het kader van het Speerpuntprogramma Bodemonderzoek). Deze ontwikkelingen zijn op dit moment nagenoeg afgerond (zie bijvoorbeeld Crom94). Vervolgens moet men in internationaal verband komen tot een consensus over laboratoriumtests voor bodem- en sedimentorganismen. Verder zijn nieuwe ecotoxiciteitstests in ontwikkeling voor vertegenwoordigers van de grondwaterfauna. Daarnaast is onlangs een inventariserend onderzoek afgerond naar beschikbare methoden om de gevolgen van blootstelling aan een stof via de lucht in kaart te brengen (planten en geleedpotigen; Ton93, Rad93).

Ten aanzien van waterorganismen (en in feite ook van (water)bodemorganismen) kan men zich afvragen of een uitbreiding van de huidige testbatterij 'alg, watervlo, vis' nodig is. Houdt die test batterij een vanuit wetenschappelijke en beleidsmatige oogpunten een te grote mate van vereenvoudiging van ecosystemen in? Het antwoord op deze vraag hangt voor een belangrijk deel samen met de doelstelling. Bij een algemene risicobeoordeling volstaan veelal minder gegevens dan bij de specifieke risicobeoordeling. De commissie meent dat de omvang van het huidige pakket om de ecotoxiciteit van een stof te voorspellen (*prognostische tests*) voldoende is voor het krijgen van een globale indicatie van de giftigheid van een stof. Dit geldt voor het compartiment water, maar niet voor de bodem en de waterbodem. Voor deze laatste compartimenten heeft nog geen zorgvuldige keuze van testorganismen plaatsgevonden. Voor het compartiment lucht is nader onderzoek naar de relevantie en mogelijkheid van ecotoxiciteitstests noodzakelijk.

Voor het afleiden van ecotoxicologische advieswaarden is wel een uitbreiding van het aantal beschikbare tests nodig, zo meent de commissie. Dit geldt in ieder geval voor organismen die in of op de bodem voorkomen, en mogelijk ook voor die in water en sediment. Meer aandacht is gewenst voor de ontwikkeling van ecotoxiciteitstests voor planten en micro-organismen. Voor een betrouwbare afleiding van ecotoxicologische advieswaarden met behulp van statistische extrapolatiemethoden zijn basisgegevens van meer dan drie afzonderlijke soorten nodig en vanuit het oogpunt van een statistisch betrouwbare schatting is uitbreiding dus gewenst. Echter hoe ver moet men gaan? Wat bepaalt idealiter, dus los van wat er op dit moment praktisch beschikbaar is, de samenstelling van een groep van testorganismen? Is dat de ecologische representativiteit (bijvoorbeeld een vertegenwoordiger van elk trofisch niveau) of de gevoeligheid (de voor de stof 'meest' gevoelige soorten)? De commissie meent dat het antwoord op deze vragen mogelijk volgt uit de resultaten van het onderzoek naar patronen in gevoeligheidsverschillen tussen soorten, inclusief de mechanistische verklaring van die patronen (zie verder paragraaf 3.3).

Voor de lokale (specifieke) beoordeling van verontreinigde terreinen en gebieden (*diagnose*) moeten volgens de commissie nieuwe instrumenten worden ontwikkeld. Hiertoe is het nodig het huidige pakket van prognostische tests kritisch te evalueren en

te beoordelen op inzetbaarheid voor diagnostische doeleinden (zie ook GR91). Daarnaast dienen nieuwe tests te worden ontwikkeld, voor andere dan de 'klassieke' ecotoxicologische effectkenmerken (bijvoorbeeld bepaling van biochemische en fysiologische effecten, waaronder de zogenoemde 'biomarkers', of gedragsveranderingen in bioassays of bio-alarmsystemen).

De commissie constateert dat, anders dan bij de humaan-toxicologische risicobeoordeling, de mutageniteit en carcinogeniteit van stoffen nauwelijks bij de ecotoxicologische risicobeoordeling worden betrokken. De wijze van beoordeling is overigens ook verschillend: het beleid is er op gericht de mens op individueel niveau te beschermen en soorten in ecosystemen op populatieniveau. Mede gelet op de incidenties van letale carcinomen die door stoffen in het milieu worden veroorzaakt, valt het te verwachten dat carcinogeniteit als zodanig geen grotere bedreiging inhoudt voor het voortbestaan van populaties. In tegenstelling hiertoe kan, tenminste op theoretische basis, mutageniteit wel leiden tot nadelige effecten op populaties. Hierbij gaat het om populaties met een geringe omvang en een beperkt reproductief vermogen. Dit betreft veelal de hogere organismen zoals vogels en (grotere) zoogdieren (Moh93). Het onderzoek op dit terrein staat echter nog in de kinderschoenen (Str91, Vet93).

Bij de specifieke risicobeoordeling zou men, meer dan nu het geval is, bij standaardtests een 'levenscyclus'-benadering moeten kiezen. Afhankelijk van tijdstip, blootstellingsduur en verspreiding van de stof zal blootstelling optreden in bepaalde levensstadia van een organisme, en in andere stadia mogelijk in het geheel niet. De gevoeligheden van de verschillende stadia kunnen sterk uiteenlopen. Een gerichte analyse van de blootstelling moet antwoord geven op de vraag of het onderzoeken van één levensstadium van de soort volstaat, of dat de gehele levenscyclus moet worden gevolgd.

3.3 Uitvoering van ecotoxiciteitstests

De commissie constateert dat er verscheidene knelpunten bestaan bij de uitvoering van ecotoxicologische standaardtests. Zo treden er problemen op bij de technische uitvoering van standaard-ecotoxiciteitstests, bijvoorbeeld wanneer het gaat om snel-afbreekbare en slecht-oplosbare stoffen. Ook bij het testen van ongedefinieerde mengsels zijn er complicaties. Gestreefd zou moeten worden naar meer realistische blootstellingsroutes (zie ook de aanbevelingen in hoofdstuk 2). De huidige testrichtlijnen zouden wat dat betreft op een aantal punten meer flexibiliteit moeten bieden.

Standaardisatie versus relevantie voor de veldsituatie

De resultaten van onderzoek naar de ecotoxiciteit van een stof vertonen een grote variatie (Blo93). Deze is onder meer het gevolg van die variatie in respons die eigen is aan de toetssoort en van verschillen in de proefopzet. Uit een variantie-analyse van gegevens van cadmium en lindaan bleek dit 75 tot 85% van de variatie in NOEC-waarden toe te schrijven is aan variatie tussen soorten (GR88). De vraag dient zich hierbij aan hoe ver men moet trachten standaardisatie door te voeren? De commissie meent dat het niet zinvol is de standaardisatie van de afzonderlijke tests tot het uiterste te verfijnen omdat de bereikte reductie in variatie slechts beperkt is. Beleidsmakers zullen een bepaalde mate van (inherente) variatie moeten accepteren. Meer standaardisatie van laboratoriumtests leidt onvermijdelijk tot grotere verschillen tussen de testuitkomst en de veldsituatie. Voor de algemene risicobeoordeling acht de commissie standaardisatie van tests, tot op zekere hoogte, noodzakelijk. Voor een specifieke risicobeoordeling geldt het zelfde, maar de standaardisatie van de voorbehandeling van veldmonsters behoeft echter meer aandacht. De commissie beveelt meer onderzoek aan naar de kwalitatieve en kwantitatieve invloed van verschillende variabelen op de uitkomst van het experiment (zie ook paragraaf 3.1). Zo moet aandacht besteed worden aan de speciatie van metalen en organische stoffen in het water en in het voedsel (Kem92).

Statistische interpretatie van testgegevens

In het voorgaande wees de commissie op de noodzaak van technische verbeteringen voor (standaard-)toxiciteitsonderzoek. Een goede statistische analyse van de resultaten is echter minstens zo belangrijk. De commissie bespreekt, als voorbeeld, een statistisch alternatief voor de No Observed Effect Concentration (NOEC).

De NOEC speelt een belangrijke rol bij de huidige risicobeoordeling. Deze komt immers tegemoet aan de tegen de LC_{50} gerichte kritiek dat organismen in het veld vaak chronisch aan lage concentraties van een stof worden blootgesteld. Belangrijke subletale effecten (bijvoorbeeld op de reproductie) treden meestal op bij veel lagere concentraties dan sterfte (het LC_{50} -criterium). Het grote nadeel van de NOEC is echter dat het een empirisch gedefinieerde grootheid is waarvan de waarde, in tegenstelling tot de LC_{50} , afhankelijk is van de opzet van het experiment. De NOEC is immers de hoogste concentratie uit een reeks van concentraties waarvoor geen (statistisch significant) effect is waargenomen (GR91).

De NOEC ligt in een gebied van de dosis-effectrelatie dat met grote onzekerheden is omgeven. Hoekstra (Hoe93) stelt, in navolging van o.a. Crump (Cru84), een aanpak

voor die op meer zekerheid is gestoeld. Zo'n benadering houdt in dat een schatting wordt gemaakt van een concentratie waarbij een gering effect te verwachten is. Crump en Hoekstra richten zich dus op het meer betrouwbare deel van de dosis-effectrelatie. Het alternatief van Hoekstra voor de NOEC is de zogenoemde 'Bounded Effect Concentration': een zodanige concentratie dat de ondergrens van het bijbehorende 95% betrouwbaarheidsinterval minder dan 10 procent van het effect in de controlegroep geeft. Zij gaat uit van een zogeheten model-vrije schatting. Het voordeel daarvan is dat de schatting kan geschieden met behulp van een (meestal voorhanden) minimale hoeveelheid gegevens. Bovendien hoeft men geen veronderstelling te maken over de vorm van de dosis-effectcurve in een gebied waarover nauwelijks of geen gegevens beschikbaar zijn.

De commissie meent dat bovengenoemde aanpak statistische problemen van de NOEC kan helpen oplossen, maar zij benadrukt dat hiermee slechts een deel van de tekortkomingen wordt weggenomen. Bovendien is internationale consensus noodzakelijk, wil men deze grootheid beleidsmatig gaan toepassen/ertoe overgaan. In OESO-kader is momenteel overleg hierover gaande.

Patroon van blootstelling

De blootstelling van een organisme aan een stof in laboratoriumtests verschilt van die in het veld, niet alleen ten aanzien van de mate of de route, maar ook wat betreft het patroon van de blootstelling. Voor veel stoffen in het veld geldt dat perioden met (relatief) hoge concentraties afgewisseld worden met perioden waarin de blootstelling laag is (zogenoemde piekblootstelling). Oorzaak is bijvoorbeeld een bespuiting, een tijdelijke lozing of een calamiteit. Piekblootstelling kan bijvoorbeeld ook optreden door variatie in de voedselkeuze van vogels. In laboratoriumonderzoek wordt de concentratie van de stof meestal met opzet constant gehouden (bijvoorbeeld door 'flow-through' systemen of door regelmatig verversen van het medium) en vindt de blootstelling vaak slechts korte tijd plaats (acute blootstelling). De commissie meent dat onderzoek naar patronen van blootstelling belangrijk is. Het gaat daarbij vooral om de vraag hoe bepaalde blootstellingsregimes doorwerken op de toxiciteit van de betreffende stof (Spoor 1).

3.4 Patronen in gevoeligheden

Soorten vertonen verschillen in hun gevoeligheid voor een stof. De vraag is of, en, zo ja, hoe deze verschillen te verklaren zijn. Zoals de 'Quantitative Structure-Activity Relationship (QSAR; zie paragraaf 5.2) geldt als een ecotoxicologische voorspelling op basis van fysisch-chemische eigenschappen van een stof, zo gebruikt de

Quantitative Species Sensitivity Relationship (QSSR) biologische eigenschappen van een organisme om voorspellingen te doen over de gevoeligheid van een soort voor een stof. QSSRs moeten inzicht verschaffen in de diversiteit van ecotoxicologische gevoeligheden.

Recent is een pilot-onderzoek verricht waarin met behulp van statistische technieken ('clusteren') is getracht om gevoeligheidspatronen te herkennen in de beschikbare bestanden van toxiciteitsgegevens (Hoe92). In eerste instantie zijn alleen aquatische toxiciteitsgegevens bij dat onderzoek betrokken en beperkten de onderzoekers zich tot stoffen met een specifieke werking. Een belangrijke algemene conclusie was dat verschillen in gevoeligheden voor stoffen vooral te wijten zijn aan inter-speciesverschillen en slechts in mindere mate aan experimentele variatie. Vervolg-onderzoek zal gericht zijn op een nadere verklaring van die verschillen in gevoeligheid. De hypothese is dat voor stoffen met een specifieke werking de opname van de stof via membranen de belangrijkste bron van de verschillen zou zijn. Gekeken zal onder meer worden naar structurele verschillen tussen soorten in de verhouding lichaamsoppervlak/-volume, de structuur van de huid en de aan- of afwezigheid van specifieke ademhalingsorganen.

De opzet voor en de gedachte achter de QSSR-onderzoeken lijken veelbelovend. De praktische uitvoerbaarheid zal mogelijk op problemen stuiten, bijvoorbeeld door het grote gebrek aan toxiciteitsgegevens. Volgens Van Leeuwen (Lee93) zullen deze complicaties er debet aan zijn dat de Q van QSSR voorlopig nog niet voor 'Quantitative', maar, naar hij hoopt, wel al voor 'Qualitative' zal staan.

Goed onderbouwde QSSRs kunnen leiden tot een betere verantwoording van de keuze van het aantal en de soort testorganismen bij het beoordelen van de toxiciteit van een stof (paragraaf 3.2). Met QSSRs kunnen wellicht ook soorten worden aangewezen die mogelijk extra gevoelig zijn voor een bepaalde stof. Mede op basis van de emissiegegevens van een stof in een bepaald gebied kan deze informatie bijvoorbeeld worden gebruikt om soorten aan te wijzen die in aanmerking komen voor monitoring-programma's.

Op (zeer) lange termijn zouden belangrijke onderdelen van risicobeoordelingen mogelijk zijn louter met behulp van QSARs (zie paragraaf 5.2) en QSSRs, dus met beperkte experimentele gegevens. Gezien het grote aantal stoffen en het nog veel grotere aantal soorten op aarde lijkt zo'n strategische aanpak van het vraagstuk haast onontkoombaar. Eén van de tekortkomingen van deze benadering blijft echter dat de gevolgen van een stof voor de hogere biologische integratieniveaus buiten beeld blijven.

De commissie concludeert dat de ontwikkeling van kwantitatieve soort-gevoeligheidsrelaties moet worden voortgezet. QSSRs zijn belangrijk voor een

kritische evaluatie van de testsoorten die worden gebruikt bij de algemene risicobeoordeling. Daarnaast kunnen QSSRs een hulpmiddel zijn voor de herkenning van gevoelige soorten bij een specifieke risicobeoordeling. De commissie voegt hier echter aan toe dat zij thans geen definitieve uitspraken kan doen over de haalbaarheid van deze ontwikkeling. Vooral wat betreft haalbaarheid van de kwantitatieve uitwerkingen van het concept acht zij enige terughoudendheid gepast.

3.5 Combinatie- of mengseltoxiciteit

In het afgelopen decennium is de kennis over de gevolgen van de blootstelling van organismen aan meer dan één toxische stof (mengsels) - een situatie die zich in de praktijk nagenoeg altijd voordoet - op bepaalde terreinen aanzienlijk vergroot (Ca191). Voor waterorganismen zijn er sterke aanwijzingen dat de effecten van mengsels van stoffen met een overeenkomstige werking volgens het concentratie-additie-model kunnen worden bepaald (Kön81, Den88). Dat betekent dat de toxiciteit van het mengsel te voorspellen is door de concentraties van de afzonderlijke componenten op te tellen na aanpassing voor de potenties (relatieve toxiciteit). Er komen steeds meer aanwijzingen dat ook bij mengsels van stoffen met verschillende werkingsmechanismen concentratie-additie kan optreden. Dit hangt samen met het feit dat bij lage concentraties van specifiek-werkende stoffen ook aspectieke (narcotiserende) effecten optreden (McC93).

Een recent verricht aquatisch toxicologisch onderzoek heeft aanwijzingen opgeleverd dat het additie-model eveneens op lijkt te gaan voor mengsels van metalen (Ens91). Uit verscheidene andere onderzoeken blijkt echter dat het al dan niet additief zijn van metaalmengsels samenhangt met de concentraties van de afzonderlijke stoffen en de aard van het mengsel. Zo vond men dat zink bij lage concentraties de schadelijke werking van cadmium (ten dele) opheft, maar een versterkend effect heeft op cadmium bij hoge concentraties (Mck93).

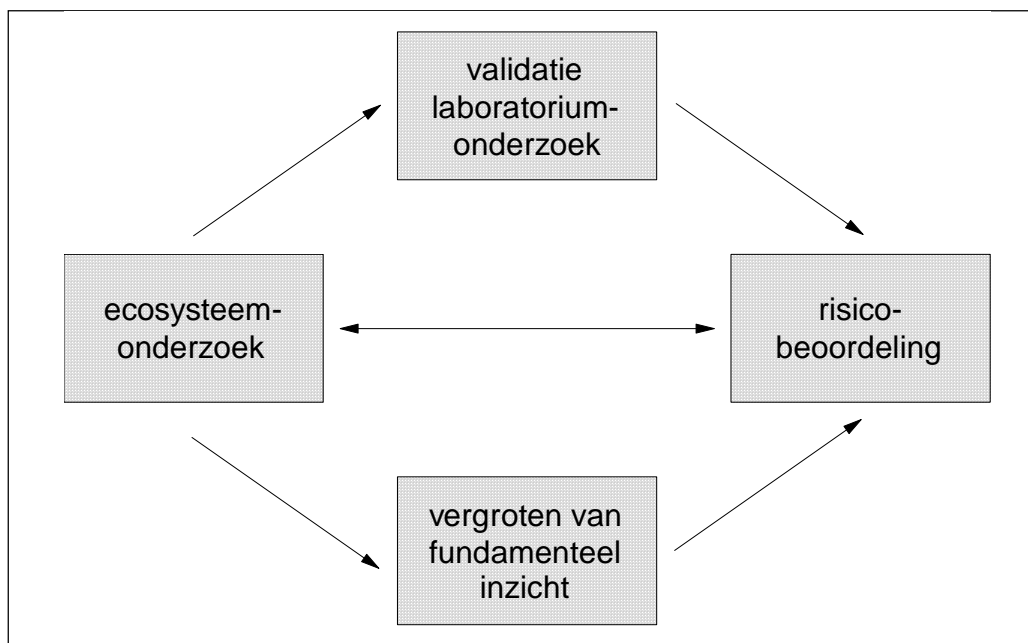
Voor bodemorganismen is er nog een groot gebrek aan informatie over de effecten van mengsels van stoffen (Str93b). Momenteel is onderzoek gaande naar de effecten van mengsels van cadmium en zink op regenwormen en springstaarten. Het onderzoek richt zich op de hypothese dat de effecten van dergelijke mengsels op ongewervelde bodemorganismen vooral worden bepaald door de aanwezigheid van de component zink. Dit in tegenstelling tot zoogdieren waar cadmium bepalend is voor de toxiciteit van cadmium-zink mengsels (Don94).

Voor Nederland is gecombineerde blootstelling van organismen aan zowel nutriënten als toxische stoffen zeer relevant. De wisselwerking tussen nutriënten en toxische stoffen kan zich via verschillende routes uiten. Er zijn reeds diverse onderzoeken bekend waaruit blijkt dat nutriënten en zware metalen elkaars werking

kunnen beïnvloeden (o.a. Ern68, Ott90). Verder kan men stellen dat de huidige standaard-toxiciteitstests met groenalgen impliciet enige informatie opleveren over de wisselwerking tussen nutriënten en toxische stoffen bij planten. De test wordt immers uitgevoerd onder voedselrijke (eutrofe) omstandigheden. De commissie meent dat er meer onderzoek moet komen naar de toxiciteit van soorten uit voedselarme (oligotrofe) ecosystemen.

Er is (nog) geen algemene methode om bij de ecotoxicologische risicobeoordeling rekening te houden met menseltoxiciteit. Tot op heden tracht men in Nederland dit probleem te ondervangen door de ecotoxicologische advieswaarde voor een stof te delen door een veiligheidsfactor 100 (conform de beleidsnotitie 'Omgaan met risico's', TK91). Momenteel zijn er in beleidskringen discussies over het al dan niet invoeren van een bepaalde mate van differentiatie rond de factor 100. Het voorstel is om voor stoffen met een *specifieke* werking een lagere factor te hanteren (bijvoorbeeld 10) en voor stoffen met een *niet-specifieke* werking de factor op hetzelfde niveau te houden. Bij de laatstgenoemde categorie van stoffen gaat men er, in tegenstelling tot de situatie bij specifiek werkende stoffen, van uit dat bij mensels additie optreedt en dit zou het handhaven van de bestaande factor rechtvaardigen. De commissie vindt dat er op dit terrein veel onzekerheden zijn, bijvoorbeeld omdat het vraagstuk zich toespitst op situaties met lage blootstellingsniveaus (zie boven)*.

* De Gezondheidsraad heeft onlangs over dit onderwerp een adviesaanvraag ontvangen.



Figuur 2 De relatie tussen ecosysteemonderzoek en de ecotoxicologische risicobeoordeling.

Hoofdstuk **4**

Effecten op populaties en ecosystemen

4.1 Inleiding

Het onderzoek naar de effecten van stoffen op hogere biologische integratieniveaus (populaties, levensgemeenschappen en ecosystemen) krijgt in Nederland relatief weinig aandacht. Na de experimenten van Kuiper (Kui81) in het begin van de jaren tachtig volgden in feite alleen nog het omvangrijke slotenproject (Lee94) en het mesocosm-onderzoek van TNO met sedimentbakken (Kui84). In het terrestisch milieu krijgt ecotoxicologisch veldonderzoek pas recentelijk aandacht (Jag93). Deze geringe aandacht is opmerkelijk, daar immers de bescherming van ecosystemen het ultieme doel is van de ecotoxicologische risicobeoordeling. Daar staat echter tegenover dat het verkrijgen van kennis over de invloed van stoffen op integratieniveaus hoger dan het individuele organisme, veelal lange-termijnonderzoek vergt dat moeizaam en duur is.

Duidelijk is dat de complexiteit en de dynamiek van ecosystemen het vraagstuk vooralsnog moeilijk grijpbaar maken. Wetmatigheden zijn, naarmate de complexiteit toeneemt, moeilijk te ontdekken. Verder komt naar voren dat hoe hoger het integratieniveau is waar men zich op richt, des te meer randvoorwaarden bepalend worden. Voor de algemene risicoschatting lijkt voorlopig het terugbrengen van ecosystemen naar hanteerbare eenheden de meest kansrijke aanpak. Dit houdt in het beperken van de aandacht tot de invloed van stoffen op individuen (zie hoofdstuk 3), en, op langere termijn, mogelijk op populaties en eenvoudige soort-interacties. De aandacht dient daarbij vooral gericht te zijn op kritische structuren en processen binnen ecosystemen (bijvoorbeeld vertegenwoordigers van belangrijke trofische niveaus). Onderzoek op ecosysteemniveau levert soms resultaten die bruikbaar zijn voor specifieke risicobeoordelingen (paragraaf 4.3).

In hoofdstuk 3 wees de commissie al op het belang van mechanistisch-toxicologisch onderzoek bij individuele organismen, naast het standaard-onderzoek, en de spin-off daarvan voor de risicobeoordeling. Een vergelijkbare rol is weggelegd voor het fundamentele, ecotoxicologische onderzoek op de hogere biologische integratieniveaus. Meer inzicht in de interacties tussen stoffen, organismen en levensgemeenschappen vergroot niet alleen de algemene ecotoxicologische kennis, maar zal tevens mogelijkheden bieden voor de verbetering van de risicobeoordeling. Daarnaast kan ecosysteemonderzoek een belangrijke rol spelen bij het toetsen van de uitkomsten van de huidige risicoschattingmethoden (validatie). Via die route kan er een belangrijke terugkoppeling zijn met de risicobeoordeling (figuur 2).

In de volgende paragrafen gaat de commissie in op de thans beschikbare ecotoxicologische kennis met betrekking tot hogere biologische integratieniveaus.

Verder geeft zij aan voor welke beleidstoepassingen onderdelen van die kennis reeds inzetbaar zijn. De rol van mathematische populatie- en ecosysteemmodellen komt aan de orde in hoofdstuk 5.

4.2 Populativeniveau

4.2.1 Genetische variabiliteit

De populatie is het biologisch integratieniveau dat via gen-uitwisseling, adaptatie en selectie het voortbestaan van de soort bepaalt in een ecosysteem. De ecotoxicologische effecten op populaties hangen nauw samen met het in de populatie aanwezige genetische vermogen om op veranderingen in de omgeving te kunnen reageren; de 'reactie-eenheid' daarbij is het individu.

Populaties met een geringe genetische variabiliteit en een gering aanpassingsvermogen van de individuen reageren het meest duidelijk op veranderingen (i.c. verontreinigingen) in hun omgeving. Dit kan leiden tot een sterke achteruitgang van de populatie of zelfs tot het uitsterven ervan. Daarentegen hebben populaties met een grote genetische potentie betere mogelijkheden om zich aan te passen aan de nieuwe concentratie van een stof in hun omgeving (positieve selectie). In extreme gevallen kan zelfs een compleet ecosysteem ontstaan dat resistent is tegen hoge concentraties van een stof. Een dergelijk ecosysteem heeft zich ontwikkeld in de met zware metalen verontreinigde gebieden rond de zinksmelterijen in Budel (puntverontreiniging). De soorten in dit ecosysteem (grasland en berkebos) hebben gedurende de afgelopen honderd jaar via selectieprocessen hun resistentie opgebouwd.

In landbouw-ecosystemen worden organismen vaak doelbewust aan grote hoeveelheden toxische stof (bestrijdingsmiddelen) blootgesteld. Ook daar zijn verscheidene voorbeelden bekend van selectie als gevolg van de aanwezigheid van toxische stoffen. Zo hebben zich herbicide-resistente planten ontwikkeld, bijvoorbeeld tegen het middel atrazine. Deze atrazine-resistente genotypen hebben echter een verminderde produktiviteit, en vertonen bovendien een verhoogde gevoeligheid voor warmte. Dit laatste heeft als gevolg dat het areaal van de soort wordt beïnvloed (Duc85). De commissie benadrukt dat in veel meer gevallen is aangetoond dat resistentie tegen stoffen haar prijs heeft en dat resistente organismen gevoeliger zijn geworden voor natuurlijke stress-factoren.

In het voorgaande gaf de commissie enkele voorbeelden waarbij veranderingen in omvang en genetische samenstelling van populaties zijn opgetreden als gevolg van lokale blootstelling aan stoffen. Ecosystemen in Nederland staan via diffuse verspreiding echter constant bloot aan (mengsels van) stoffen afkomstig uit landbouw, verkeer, industrie en huishoudens. Afhankelijk van onder meer de concentratie en de

duur van de blootstelling en het stadium van de levenscyclus waarin een organisme zich op het moment van blootstelling bevindt, is het organisme voor zijn overleving afhankelijk van zijn directe fenotypische flexibiliteit. Verscheidene andere factoren bepalen vervolgens de selectiesnelheid en -richting van de populatie. De responsnelheid van populaties op diffuse verontreinigingen heeft men fraai kunnen bestuderen bij plantesoorten die reageerden op de eerst sterk verhoogde en inmiddels drastisch verminderde SO₂-concentraties in lucht. Soorten met een hoge zwavelbehoefte hebben zich tijdens de periode van hoge zwavelemissies in de jaren '50-'60 sterk kunnen uitbreiden. De zwavelresistente populaties zijn inmiddels echter weer verdrongen door populaties met een matige zwavelbehoefte. Dergelijke verschuivingen in de vegetatie werden weer gevolgd door veranderingen in de populatieomvang en -samenstelling van herbivoren, zoals bijvoorbeeld koolwitjes, die gastheerspecifiek aan kruisbloemigen zijn gebonden.

De commissie merkt op dat in bijna alle laboratoriumtests nauwelijks aandacht wordt besteed aan de genetische samenstelling van de populatie (populatiekwaliteit). Sluipende veranderingen in de genetische structuur van de populatie kunnen echter het voortbestaan van de populatie en de soort in gevaar brengen, zodra een selectiedrempel wordt overschreden. Dit kan leiden tot veranderingen in de structuur van het ecosysteem doordat na het verdwijnen van de meest gevoelige soorten de niches worden ingenomen door een proliferatie van minder gevoelige soorten.

De commissie pleit voor meer aandacht voor dergelijke genetische aspecten bij het meten (en voorspellen) van ecotoxicologische effecten. Dit vereist een aanpak die gericht is op de lange termijn en daarmee correspondeert met de meest voorkomende blootstellingssituatie, namelijk langdurige blootstelling aan relatief lage concentraties van (mengsels van) stoffen.

4.2.2 *Ecologisch herstelvermogen*

Het onderzoek naar patronen in gevoeligheid van organismen voor stoffen levert informatie over bepaalde intrinsieke eigenschappen van het organisme (paragraaf 3.4). Het moet een antwoord geven op vragen als welke de biochemische aangrijpingspunten zijn van de stof en of de soort een specifiek ontgiftingssysteem bezit.

De kwetsbaarheid van een soort voor een stof (of een andere bedreiging) wordt echter niet alleen bepaald door de gevoeligheid van afzonderlijke organismen, maar ook door haar herstelvermogen. Dit herstelvermogen valt niet of nauwelijks in een standaardtest te onderzoeken. Het gaat immers om processen in populaties waarin verscheidene generaties van de soort aan een stof worden blootgesteld. Van Straalen

heeft onlangs aangegeven dat onder meer de volgende kenmerken *a priori* aanwijzingen kunnen geven over het herstelvermogen van een soort (Str92, Str93):

- *Ecologische amplitude*: Soorten die ten aanzien van abiotische en biotische factoren in het milieu hoge eisen stellen, zullen relatief kwetsbaar zijn voor veranderingen in hun habitat (smalle ecologische amplitude). Dit geldt des te meer naarmate de populaties van de soort eenzelfde ecologische amplitude hebben.
- *Levenscyclus*: Soorten die onder alle omstandigheden voorrang geven aan de reproductie, kunnen zich sneller herstellen dan soorten die in een belaste omgeving hun voortplanting niet 'op peil' kunnen houden. Het belang dat een soort hecht aan het in stand houden van haar voortplanting bij blootstelling aan een stof kan worden uitgedrukt in de verhouding tussen de LC_{50} en de NOEC die is gebaseerd op reproductievermogen. Hoe groter deze verhouding, des te kleiner de kans dat de soort zich herstelt. Ook de wijze van voortplanten is bepalend voor het herstelvermogen. De aanwezigheid van resistente levensstadia in de cyclus ('levenskiemen'), bijvoorbeeld wintereieren van de watervlo, kan het herstelvermogen ten goede komen.
- *Grootte van de populatie*: De populatiegrootte is eveneens een belangrijke factor met betrekking tot de ecologische kwetsbaarheid. De kans op lokaal uitsterven van een soort neemt in het algemeen toe naarmate de populaties kleiner zijn en naarmate ze aan de rand van het verspreidingsgebied van de soort voorkomen. Dit hangt samen met verscheidene populatie-dynamische en populatie-genetische factoren. Van groot belang zijn tevens de mogelijkheden tot uitwisseling van genetisch materiaal met andere, naburige populaties van de soort. Recent zijn in de theoretische populatiedynamica goede vorderingen gemaakt (Han91).
- *Rekolonisatie*: Het vermogen tot re-immigratie van een soort is onder meer afhankelijk van de infrastructuur van het ecosysteem en de mobiliteit van de soort.

De zojuist geschetste ecotoxicologische benadering gaat uit van de eigenschappen van populaties in plaats van de eigenschappen van afzonderlijke organismen. De vraag is momenteel of en, zo ja, hoe bovenstaande factoren, maar ook andere ecologische criteria, in bestaande protocollen voor risicobeoordeling kunnen worden ingepast. Een eerste aanzet daartoe is gegeven door Drukker en Van Straalen (Dru93). Zij hanteerden begrippen als de kwetsbaarheid van soorten bij de beoordeling van de risico's van bestrijdingsmiddelen voor aandachtsoorten uit het Natuurbeleidsplan. Daar ligt dan ook een belangrijk beleidsmatig aanknopingspunt van de benadering, namelijk de koppeling van het stoffenbeleid met het natuurbeleid. Behalve bij de beoordeling van de risico's van bestrijdingsmiddelen, zouden er op termijn tevens toepassingsmogelijkheden zijn bij onder meer milieu-effect-rapportages en de (lokatie-specifieke) beoordeling van verontreinigde bodems. Een belangrijke vraag is

bijvoorbeeld of de abiotische en biotische omstandigheden na saneringsmaatregelen het herstel van de populatie mogelijk maken.

De commissie benadrukt het belang van verder onderzoek naar het herstelvermogen van populaties, waarbij ook de hier beschreven benaderingswijze aan bod moet komen. Nader onderzoek en vervolgdiscussies zijn noodzakelijk om verdere uitwerking te geven aan deze inbreng van ecologische aspecten bij de risicobeoordeling van stoffen. Ecologische inzichten in potentiële herstelkansen van populaties bieden aanknopingspunten bij beleidsbeslissingen inzake bijvoorbeeld de schaal van een te gebruiken stof of de frequentie van dat gebruik. Ook kunnen deze inzichten ondersteuning bieden bij het nemen van natuurbeschermingsmaatregelen bij land-inrichting, zoals het intact laten of creëren van verbindingroutes (ten behoeve van de ecologische hoofdstructuur).

4.3 Ecosysteem-niveau

In de inleiding van dit hoofdstuk zijn enkele voorbeelden genoemd van ecotoxicologisch onderzoek op ecosysteem-niveau. De bij dat onderzoek toegepaste model-ecosystemen vormen tot op zekere hoogte een afspiegeling van natuurlijke ecosystemen, doordat verscheidene soorten en processen bij het experiment betrokken zijn en ook de invloed van verscheidene abiotische componenten in beschouwing wordt genomen. Onderzoek op ecosysteem-niveau richt zich bijvoorbeeld op de vraag of een stof interfereert met de primaire en secundaire produktie en daarmee tevens belangrijke kringlopen verstoort. Model-ecosystemen variëren van eenvoudige systemen in het laboratorium (aquarium met bacterie, alg en watervlo) tot complexe systemen die in (semi-)contact staan met het veld (bijvoorbeeld proefsloten). Voor een uitvoeriger beschrijving van verschillende typen van model-ecosystemen zij verwezen naar Brock e.a. 1993 (Bro93) en Leeuwangh e.a. 1994 (Lee94). De commissie vindt het belangrijk om voor ogen te houden dat ook model-ecosystemen slechts een deel van de door stoffen veroorzaakte ecologische gevolgen kunnen helpen ophelderen. Het blijven immers delen van ecosystemen waarin slechts een beperkt aantal ecologische relaties vertegenwoordigd kan zijn (zie ook GR87). En bovendien: het ene ecosysteem is het andere niet.

Wat is de (meer)waarde van multispecies- en veldexperimenten bij de ecotoxicologische risicobeoordeling? De commissie sluit voor de beantwoording van deze vraag grotendeels aan bij de conclusies van de European Workshop on Freshwater Field Tests (EWOFFT; Cro92). Deze wierp onlangs een kritische blik op de mogelijkheden en beperkingen van dergelijke onderzoek (aquatische ecosystemen). Een belangrijke conclusie was dat veldexperimenten, ofschoon ze in eerste instantie bedoeld zijn om een meer realistisch beeld van de effecten van stoffen op ecosystemen

te krijgen, tot op heden vooral ook nuttige informatie (zie hoofdstuk 2) hebben opgeleverd over talrijke *blootstellingsaspecten* van de stof (bijvoorbeeld de biologische beschikbaarheid). Model-ecosystemen verschaffen dus beter inzicht in de ‘werkelijke’ route en vorm van blootstelling en kunnen een belangrijke rol spelen bij de validatie van lotgevallenmodellen.

Al eerder is in dit advies gewezen op de *herstelkansen en de veerkracht* van ecosystemen na een chemische belasting. Model-ecosystemen bieden de mogelijkheid om na te gaan of en, zo ja, hoe snel aangetaste (onderdelen van) ecosystemen zich weer herstellen. Een fundamentele vraag is echter hoe het begrip herstel gezien moet worden in relatie tot het feit dat ecosystemen van nature voortdurend in ontwikkeling zijn.

Een ander aspect is dat door het bestuderen van de effecten van stoffen op hogere integratieniveaus in veldtesten, *de fundamentele kennis* over het functioneren van ecosystemen toeneemt. Bijvoorbeeld doordat tijdens het ecotoxicologisch onderzoek nieuwe kritische soorten of processen aan het licht komen of er meer zicht komt op de invloed van bepaalde abiotische factoren op de werking van de stof. Uitbreiding van fundamentele kennis kan weer leiden tot aanpassingen van de risicoschattingsmethoden (zie ook figuur 2).

Inmiddels is een aantal criteria opgesteld waaraan ‘goede’ multi-species experimenten moeten voldoen (Ano91, Ano92, Cro92). Deze criteria zijn gebruikt bij een selectie van bestaande multi-speciestests voor een *validatie-onderzoek* (Ema93; zie ook paragraaf 4.4). Validatie van bestaande extrapolatiemodellen vormt een verdere toepassingsmogelijkheid voor tests op hogere biologische integratieniveaus. Zeer belangrijk is ook dat dergelijke tests inzicht geven in de dynamiek van natuurlijke processen en de invloeden van stoffen daarop. Marges van onzekerheden worden expliciet. Een duidelijke conclusie bij de genoemde selectie was overigens dat er slechts zeer weinig ‘goede’ multi-species tests zijn uitgevoerd.

Model-ecosystemen en veldexperimenten bieden, in tegenstelling tot enkelsoortstests, de mogelijkheid om na te gaan of er door de aanwezigheid van de toxische stof *indirecte effecten* (of: secundaire effecten) optreden. Een zeer belangrijk aspect, immers ecosystemen karakteriseren zich juist door de aanwezigheid van interacties tussen de biotische (en abiotische) bouwstenen. Met de huidige kennis zijn sommige indirecte effecten, zoals bepaalde predator-prooi-relaties en het optreden van algenbloei, tot op zekere hoogte kwalitatief te voorspellen. Voor de meeste indirecte effecten geldt echter dat zij momenteel slechts achteraf te verklaren zijn. Bij veel indirecte effecten is er sprake van verschuivingen in de soortensamenstelling en over de onderliggende mechanismen is er in de ecotoxicologie nog nauwelijks inzicht.

De commissie meent dat meer onderzoek nodig is naar de relaties tussen het optreden van directe en indirecte effecten in ecosystemen als gevolg van blootstelling

aan stoffen. Wel lijkt het erop, zo concludeerden de deelnemers aan de eerder genoemde EWOFFT-workshop, dat als er geen grote effecten van een stof op gevoelige organismen worden gemeten, er hoogstwaarschijnlijk ook geen belangrijke indirecte effecten zullen optreden. Een andere belangrijke conclusie ten aanzien van de extrapolatie van laboratorium naar veld was dat goede schattingen kunnen worden gemaakt van de directe biologische effecten in het veld op basis van de in het laboratorium uitgevoerde enkelsoortstests. Absolute voorwaarde daarbij is echter wel dat men een goed beeld heeft van de feitelijke blootstellingsconcentratie aan de stof in het veld. De commissie onderschrijft deze conclusies.

Reeds gezegd is dat ecosysteem-onderzoek zeer tijdsintensief en daardoor kostbaar is. Bovendien is het interpreteren van de gegevens vaak zeer complex. Daar komt bij dat dergelijk onderzoek moeilijk is te reproduceren en dat oorzaak-gevolgrelaties vaak niet makkelijk zijn te ontrafelen. Het is derhalve belangrijk een goede afweging te maken bij het al dan niet inzetten van een ecosysteem-onderzoek voor de risicobeoordeling van een stof. De commissie benadrukt dat onderzoek op ecosysteem-niveau niet direct resultaten oplevert die bruikbaar zijn voor de algemene risicobeoordeling. Ecosysteem-onderzoek is volgens de commissie in het risicobeoordelingsproces wèl relevant wanneer er na de algemene risicobeoordeling grote onzekerheden blijven en er tevens grote belangen spelen op het vlak van bijvoorbeeld natuurbescherming of economie. Model-ecosysteemonderzoek is ook van belang om na te gaan wat de effecten zijn in een bepaald verontreinigd gebied, wanneer op een specifieke plaats normoverschrijding dreigt op te treden; een belangrijke vraag die in de praktijk regelmatig aan de orde is. De commissie verwijst voor meer uitgebreide en gedetailleerde aanbevelingen voor (model)ecosysteem-onderzoek naar de programmeringsstudie van de RMNO/NRLO (RMNO93)

Gezien de complexiteit van ecosystemen en de moeilijke voorspelbaarheid van lange-termijneffecten dient *eco-epidemiologisch* (diagnostisch) veldonderzoek een belangrijke plaats te hebben naast het voorspellende laboratoriumonderzoek. Gericht veldonderzoek (inclusief biologische meetnetten) biedt naast model-ecosysteemonderzoek een mogelijkheid om de uitkomsten van gebruikte ecotoxicologische extrapolatiemodellen te valideren (zie paragraaf 4.4). De grote moeilijkheid bij het interpreteren van veldgegevens is (wederom) dat verscheidene bedreigingen als gevolg van menselijk handelen de gezondheid van organismen en populaties beïnvloeden. De bijdrage van de toxische stof is in veel gevallen moeilijk vast te stellen. Dit wordt vaak extra bemoeilijkt door de zeer grote natuurlijke fluctuaties (zie ook GR91). Een grotere inbreng van eco-epidemiologisch onderzoek bij de ecotoxicologische risicoschatting betekent een sterkere parallel met de humane

risicoschatting (GR93). De commissie pleit voor een oriënterende discussie over de integratie van veldwaarnemingen met laboratoriumgegevens bij de ecotoxicologische risicobeoordeling. In het Gezondheidsraadadvies 'Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen' is al een aantal aanknopingspunten voor deze discussie aangedragen (GR91).

De commissie vindt, ten slotte, dat de mogelijkheden van een geïntegreerde opzet van laboratorium- en veldonderzoek gericht op bestaande vervuilde veldsituaties (bijvoorbeeld Budel; zie paragraaf 3.2), nog onvoldoende worden benut.

4.4 Validatie

Een belangrijke aanbeveling uit het Gezondheidsraadadvies 'Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen' (GR88) luidde:

een procedure voor risico-evaluatie van toxische stoffen in ecosystemen, gebaseerd op de huidige stand van wetenschap op het vakgebied van de ecotoxicologie, moet met kennis van zaken toegepast worden, voortdurend gevalideerd en geëvalueerd worden, en aangepast worden aan nieuwe inzichten.

De commissie beschouwt validatie als een essentieel onderdeel van de risicobeoordeling (en normstelling), te meer daar deze momenteel in Nederland hoofdzakelijk is geënt op theoretische benaderingen met weinig terugkoppeling naar de veldsituatie. Dit in tegenstelling tot de situatie in Engeland waar het beleid voor bestrijdingsmiddelen meer rekening houdt met gegevens uit het veld.

In deze paragraaf zal de commissie ingaan op de validatie van de ecotoxicologische extrapolatiemethoden die momenteel in het Nederlandse milieubeleid worden toegepast. De Gezondheidsraad is voornemens om de beschikbare resultaten uitvoeriger te analyseren. Hij zal daarbij de kritieken op de extrapolatiemethoden betrekken die recentelijk in de internationale wetenschappelijke literatuur zijn verschenen (o.a. For93, Smi93).

Er zijn twee typen validatie te onderscheiden, namelijk validatie van de afzonderlijke aannames van de extrapolatiemethode (type 1) en validatie van de uitkomsten van de methode (type 2).

Er is een uitgebreid literatuuronderzoek verricht naar toxiciteitsgegevens voor waterorganismen uit multi-species- of veldtests (Ema93). Een eerste belangrijke conclusie uit dit onderzoek was - zoals al gezegd in 4.3 - dat het aantal 'goed' uitgevoerde multi-species- of veldtoetsen zeer gering is. Voor slechts zeven stoffen kwamen de gegevens uit onderzoek dat voldeed aan de voor het validatie-onderzoek gestelde eisen. Een verdere bevinding was dat de uitkomsten van de

extrapolatiemethoden de effectniveaus ontleend aan veldexperimenten niet blijken te onderschatten (type 2-validatie).

Blok en Balk (Blo93) verzamelden aquatische toxiciteitsgegevens over LAS (linear-alkylbenzenesulphonate), een bekende oppervlakte-actieve stof uit de zeepindustrie. De onderzoekers konden putten uit een uitzonderlijk groot bestand van meer dan 650 gegevens. De op basis van de statistische extrapolatiemethode berekende advieswaarde bleek na correctie voor biologische beschikbaarheid goed overeen te komen met de NOEC-waarden uit de veldexperimenten. De aanname bij het toepassen van de statistische extrapolatiemethode dat de toetssoorten een aselechte steekproef vormen uit natuurlijke ecosystemen kon niet worden bevestigd (type 1-validatie). Dit houdt verband met het feit dat andere criteria dan representativiteit van doorslaggevende betekenis zijn geweest bij het selecteren van testorganismen (bijvoorbeeld goede kweekbaarheid). Wel bleken de drie belangrijkste trofische niveaus in ecosystemen te zijn vertegenwoordigd. Meer opmerkelijk was echter de conclusie dat de spreiding in de toxiciteitsgegevens hoofdzakelijk werd veroorzaakt door variatie binnen de soort. Dit botst met de aanname van de extrapolatiemethode dat er een bepaalde verdeling is van de gevoeligheden van de soorten en dat de gevoeligheid van het ecosysteem voor een stof verband houdt met de meest gevoelige soort voor die stof (type 1-validatie). Deze laatste conclusie uit het LAS-onderzoek, hoewel slechts gebaseerd op één stof, lijkt overeen te komen met een kritische opmerking uit het advies 'Ecotoxicologische extrapolatiemethoden' (GR91). In dat advies wezen de geraadpleegde deskundigen op het gevaar dat ecotoxicologische advieswaarden worden afgeleid die vaker op 'experimentele' variatie binnen de soort berusten dan op de (beoogde) variatie tussen de soorten. In het reeds in paragraaf 3.3 genoemde RIVM-onderzoek (Hoe92) naar gevoeligheidspatronen van waterorganismen kwam men daarentegen wèl tot de conclusie dat verschillen in gevoeligheden voor stoffen voornamelijk berusten op taxonomische verschillen (inter-speciesvariatie). In het LAS-onderzoek konden dus twee belangrijke aannames van de extrapolatiemethode niet worden gevalideerd; de uitkomst van de methode blijkt wel in overeenstemming te zijn met gegevens uit veldonderzoek (type 2-validatie).

Voor acht bestrijdingsmiddelen vergeleek Leeuwangh (Lee93) de uitkomsten van de extrapolatiemethoden van Aldenberg en Slob (Ald91: met 50 en 95 procent betrouwbaarheid) en het Meerjarenplan Gewasbescherming (1/10 LC₅₀) met NOEC-waarden uit multi-speciestests (NOEC-MS). Uit dit onderzoek kwam naar voren dat de '1/10 LC₅₀'-methode in het algemeen de 'beste' schatting gaf, maar de Aldenberg & Slob-methode met 95 procent betrouwbaarheid leverde de laagste waarde op. De laatstgenoemde methode kwam in alle gevallen significant lager uit dan de NOEC-MS. Voor de '1/10 LC₅₀'-methode gold dat deze in 25 procent van de gevallen

hoger uitkwam dan de NOEC-MS, hetgeen een (mogelijke) onderschatting van de risico's voor die stoffen impliceert (type 2-validatie).

Rekenmethoden, modellen en onzekerheden

5.1 Inleiding

Onderzoek naar het gedrag en de lotgevallen van stoffen in het (fysische) milieu en in organismen, en naar de effecten op organismen, populaties en ecosystemen vindt plaats in het laboratorium en in het veld. Veldonderzoek is complex en moeilijk beheersbaar door toedoen van tal van niet-instelbare omgevingscondities. Laboratoriumonderzoek is aanzienlijk beter beheersbaar maar daar staat tegenover dat het resultaten kan opleveren die niet voldoende representatief zijn voor realistische veldsituaties. Rekenmethoden, onder meer voor inter- en extrapolatie van empirische gegevens, kunnen een oplossing bieden als bepaalde gegevens ontbreken, bijvoorbeeld QSARs (Quantitative Structure-Activity Relationships) en ecotoxicologische extrapolatiemethoden (respectievelijk 6.2 en 4.4). Wiskundige modellen vergroten het inzicht in het belang van de verschillende processen en kunnen leiden tot hypothesen voor voortgezet empirisch onderzoek. Modellen berusten echter per definitie op vereenvoudigingen van de werkelijkheid. Hun ontwikkeling vergt daarom een intensieve wisselwerking met het laboratorium- en het veldonderzoek.

De laatste jaren is het gebruik van rekenmethoden en wiskundige modellen bij de ecotoxicologische risicobeoordeling sterk toegenomen. Vooral door een gebrek aan empirische gegevens zijn veel modellen echter niet of nauwelijks gevalideerd. Ook is er veel onduidelijkheid over het geldigheidsgebied of de reikwijdte van bepaalde modellen.

Zowel aan laboratorium- en veldonderzoek als aan de toepassing van modellen zijn bronnen van onzekerheden inherent. De mate waarin die onzekerheden doorwerken in het proces van de ecotoxicologische risicobeoordeling van stoffen is van groot belang voor de waarde die men aan de uitkomsten van dit proces kan hechten.

De commissie besluit dit advies met enige beschouwingen over de zojuist aangeduide kwaliteitsaspecten van de verkrijging en de evaluatie van gegevens. Zij is van mening dat die aspecten tot dusver in Nederland onvoldoende aandacht hebben gekregen. Onzekerheids- en gevoeligheidsanalyses, bijvoorbeeld, gebeuren fragmentarisch en willekeurig, en zeker niet systematisch gestructureerd, als onderdeel van het gehele beoordelingsproces.

5.2 QSARs

De QSAR legt een wiskundig verband tussen enerzijds een berekenbare of eenvoudig meetbare structurele en fysisch-chemische karakteristiek van een stof ('descriptor') en anderzijds een niet of moeilijk meetbare (te voorspellen) eigenschap. Dat kan bijvoorbeeld zijn een partitie- of een afbraakconstante, maar ook de concentratie in een organisme (bioconcentratiefactor) of de toxiciteit van een stof voor bepaalde organismen ('effect-QSARs'; zie verderop). Behalve enkele stoffeigen kenmerken spelen ook bepaalde karakteristieken van het systeem waarin de stof aanwezig is of waarmee de stof reageert, een rol in de QSAR, bijvoorbeeld het soort sediment of het soort organisme.

Volgens de commissie ligt een belangrijke uitdaging voor de toekomst in de onderbouwing van QSARs door opheldering van de onderliggende werkingsmechanismen. Dit in tegenstelling tot de 'black box'-benadering die voor de meeste huidige QSARs is gevolgd. De commissie wijst in dit verband op het gevaar van het gebruik van QSARs bij de algemene risicobeoordeling van stoffen. Zij acht het van groot belang dat er criteria komen voor het beoordelen van de wetenschappelijke kwaliteit van een QSAR. De volgende criteria zouden daarvoor in aanmerking kunnen komen:

- goede definitie van de te voorspellen eigenschap
- beschikbaarheid van nauwkeurige meetmethoden
- plausibele (mechanistische) verklaring voor de relatie tussen descriptor en te voorspellen eigenschap (geen 'black box'-benadering)
- statistische betrouwbaarheid en nauwkeurigheid
- validatie aan testgegevens.

Hieronder geeft de commissie aanbevelingen voor het ontwikkelen van QSARs voor partitie, omzetting en bioconcentratie, en ecotoxicologische effecten.

QSARs voor partitie

Voor organische stoffen kan de sediment- of bodem-waterpartitiecoëfficiënt (K_p) en de voor de fractie organisch koolstof gecorrigeerde sediment- of bodem-waterpartitiecoëfficiënt (K_{oc}) berekend worden op basis van een lineair verband tussen de fractie organisch koolstof van sediment of bodem en de octanol-waterpartitiecoëfficiënt (K_{ow}). De commissie wijst erop dat deze rekenmethode slechts bruikbaar is voor een beperkte groep van organische stoffen. Voor stoffen die snel worden omgezet of zich zeer sterk binden aan sediment (sterk hydrofobe stoffen, organometaalverbindingen, ionogene en oppervlakte-actieve stoffen), is de K_{ow} geen goede descriptor. De commissie beveelt aan om voor deze stoffen QSARs voor sediment- en bodem-waterpartitiecoëfficiënten af te leiden met andere descriptors. Verder beveelt zij aan om QSARs te ontwikkelen voor evenwichtspartitieconstanten, voor zowel sorptie als verdamping (Henry-coëfficiënt), die geldig zijn voor verscheidene constanten tegelijk en voor een zo groot mogelijke groep van stoffen. Dit onderzoek lijkt reeds op korte termijn betrouwbare QSARs op te kunnen leveren (Gov92).

Tevens vindt de commissie dat fundamenteel onderzoek nodig is naar QSARs voor kinetische procesconstanten voor (de)sorptie en verdamping. De resultaten van dit onderzoek zullen pas op langere termijn beschikbaar komen.

QSARs voor omzetting

Voor het schatten van snelheidsconstanten voor hydrolyse en, in mindere mate, voor fotolyse zijn voor een aantal stofgroepen, bijvoorbeeld voor gesubstitueerde benzenen, redelijk betrouwbare (gevalideerde) schattingsmethoden ontwikkeld (Pey89, Lym90). Momenteel bestaan er voor het voorspellen van biodegradatie methoden die geen kwantitatieve uitkomst geven, maar een kwalitatieve indicatie of de stof wel of niet afbreekbaar is (SAR in plaats van QSAR). Voor diverse stofgroepen zijn er redelijk betrouwbare SARs (Deg92). De grote beperking van SARs is dat ze niet of nauwelijks bruikbaar zijn in verspreidingsmodellen.

De commissie beveelt aan om QSARs te ontwikkelen voor:

- abiotische hydrolyse, fotolyse en redox-constanten (momenteel is het meeste bekend over de hydrolytische afbraak)
- biodegradatie-constanten als functie van met name redox-condities (Par90).

Het onderzoek naar QSARs voor omzetting staat nog grotendeels in de kinderschoenen. Vooral voor het voorspellen van biodegradatie-constanten zullen pas op de lange termijn QSARs beschikbaar komen. Het is een zeer complex onderzoeksgebied, waarin diverse omgevingscondities een belangrijke rol spelen.

QSARs voor bioconcentrerings*

De octanol-waterpartiticoëfficiënt (K_{ow}) blijkt een goede descriptor te zijn voor de opname, uitscheiding en bioconcentrerings van slecht afbreekbare organische verbindingen, zoals gechlorideerde en polycyclische aromaten in aquatische organismen zoals vissen en watervlooien (Mac82). Dit geldt echter alleen voor stoffen met een niet al te hydrofoob karakter (K_{ow} kleiner dan 10^6). Voor de zeer hydrofobe stoffen, zoals gechlorideerde dioxinen en furanen, zijn meer complexe QSARs in ontwikkeling (Gov94). Deze oriënteren zich onder meer op de oplosbaarheid van stoffen in biotische lipiden als descriptor. Bovendien moeten voor polaire en reactieve stoffen, onder andere door het optreden van biotransformatie, naast K_{ow} ook andere descriptoren te hulp worden geroepen (Her89). Voor terrestrische organismen zijn nog nauwelijks QSARs ontwikkeld.

Effect-QSARs

Effect-QSARs leveren (eco)toxicologische prognoses over effecten op basis van de fysisch-chemische eigenschappen van een stof. De commissie meent dat de QSAR-benadering om ten minste drie redenen van belang is. Allereerst vanwege het bieden van een indirecte oplossing voor het grote gebrek aan basale toxiciteitsgegevens. Ten tweede kan door het gebruik van QSARs het aantal dierproeven worden beperkt (minder kosten voor overheid en industrie en minder dierenleed). Ten slotte kan men aan de hand van QSARs prioriteiten stellen voor nader ecotoxicologisch onderzoek.

Evenals bij het milieuchemische QSAR-onderzoek heeft het werk rond 'effect'-QSARs zich tot op heden vooral gericht op het voorspellen van de effecten van stoffen op aquatische organismen (Her89, Lee92, Ver94). Meer aandacht voor de QSAR-toepassingen bij waterbodemb- en bodemorganismen is ook hier gewenst.

Hierboven is uiteengezet aan welke eisen QSARs moeten voldoen. Deze eisen zijn eveneens van toepassing op 'effect'-QSARs. Onlangs is in internationaal verband (OESO/EU) afgesproken dat een QSAR voor de beoogde beleidsdoeleinden

* Bioconcentrerings is een betere term voor het verschijnsel dat de concentratie van een stof in een organisme hoger is dan die in het hem omringende milieu, dan de term bioconcentratie (die het proces van concentratie-toename in de tijd aangeeft (Str91)).

‘acceptabel’ is, indien het verschil tussen de QSAR-schatting en het gemeten effect bij een aantal referentie-stoffen minder dan één orde van grootte is.

Het gebruik van ‘effect’-QSARs beperkt zich vooralsnog tot enkele categorieën van stoffen. Verder gaat het nog slechts om een beperkte groep van soorten en ecotoxicologische eindpunten.

Samenvattend concludeert de commissie dat het QSAR-onderzoek nu reeds een aantal mogelijkheden biedt voor de algemene ecotoxicologische risicoschatting (spoor 1). Aanvullend onderzoek naar de theoretische onderbouwing van QSARs (spoor 2) is echter gewenst om de wetenschappelijke basis te versterken en daarmee ook het aantal toepassingsmogelijkheden van QSARs te kunnen vergroten.

5.3 Modellen en hun validatie

Er zijn verschillende types van modellen te onderscheiden:

- abiotische verspreidingsmodellen
- biotische verspreidingsmodellen (of: voedselketen- en doorvergiftigingsmodellen)
- toxicokinetische modellen
- populatiemodellen
- voedselwebmodellen
- ecosysteemmodellen (waaronder de zogenoemde ‘stofstroommodellen’*)

Het onderscheid tussen de verschillende types is niet strikt aan te brengen. Naarmate er modellen ontwikkeld worden die een steeds groter deel van de ‘effectketen’ in beschouwing nemen (bijvoorbeeld: vanaf emissies tot aan concentraties in het fysische milieu, tot aan die in organismen en zelfs tot en met de effecten) zal het bovenstaande onderscheid steeds verder vervagen. De meeste ‘klassieke’ verspreidingsmodellen beperken zich tot het abiotische milieu. Soms is echter ook in één of meer biotische compartimenten voorzien. Voor het voorspellen van concentraties van stoffen in meerdere biotische compartimenten zijn meestal afzonderlijke modellen ontwikkeld, de zogenoemde voedselketenmodellen. Recent zijn verscheidene modellen ontwikkeld waarin de voorspelde concentraties in organismen (of in bepaalde weefsels of receptororganen), die aan de top van een voedselketen staan, gekoppeld worden aan geen-nadelig-effectniveaus. Men spreekt dan van ‘doorvergiftigingsmodellen’.

Toxicokinetische modellen beschrijven de processen die het gedrag van stoffen in organismen bepalen en leveren een schatting van concentratieniveaus in weefsels en receptororganen. De commissie merkt op dat modelontwikkeling een integraal

* Modellen die de koolstof- en nutriëntenstromen in een ecosysteem beschrijven.

onderdeel vormt van het toxicokinetische laboratoriumonderzoek, veel meer dan bij milieuchemisch procesonderzoek. Zij laat dit type modellen verder buiten beschouwing.

Naast abiotische en biotische verspreidingsmodellen zijn er modellen ontwikkeld die behalve de verspreiding ook de effecten van stoffen op populaties en op ecosysteemprocessen en -structuren weergeven.

De paragrafen 5.3.1 - 5.3.4 bieden een beknopt overzicht van de stand van zaken op het gebied van de huidige milieuchemische en ecotoxicologische modellen. Vooraf plaatst de commissie enkele algemene kanttekeningen bij de toepassing van modellen in de algemene en specifieke ecotoxicologische risicobeoordeling van stoffen. De volgende aspecten komen daarbij aan de orde:

- mate van vereenvoudiging (generiek versus lokatie- of omgevings specifiek en stofs specifiek)
- ruimteschaal en tijdsaspecten
- gevoeligheidsanalyses
- validatie (toetsing van modeluitkomsten aan laboratorium- en veldgegevens)

Modellen hebben in het algemeen slechts geldigheid voor een specifieke situatie of voor specifieke stoffen. Het doel waarvoor het model ontwikkeld is, bepaalt onder meer de benodigde mate van detail en nauwkeurigheid van de te verkrijgen uitkomsten. De commissie beveelt aan om modellen die toegepast worden ter ondersteuning van beleidsbeslissingen, te beoordelen aan de hand van algemeen geaccepteerde criteria. De zojuist genoemde - en nog nader te bespreken - aspecten zouden tot criteria kunnen worden uitgewerkt. De criteria die de ECETOC* heeft opgesteld voor de kwaliteit van verspreidingsmodellen betreffen vooral informatica-technische facetten (ECE92). De commissie benadrukt nogmaals dat ook in het kader van spoor 2, het fundamentele onderzoek, modellen essentieel zijn voor het operationeel maken van theorieën en het sturen van laboratorium- en veldonderzoek.

Mate van vereenvoudiging

De toepassingsmogelijkheden van een model hangen nauw samen met de mate waarin het model een vereenvoudiging is van de werkelijkheid. Er kan onderscheid gemaakt worden in modellen met een algemeen of generiek karakter en modellen die de mogelijkheid bieden om te kunnen rekenen aan specifieke situaties (lokatie- of omgevings specifiek) of voor specifieke stoffen. Generieke modellen gaan uit van een

* ECETOC staat voor European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals.

sterke vereenvoudiging van de werkelijkheid: ze onderscheiden slechts enkele homogene compartimenten met standaard-omgevingscondities. De met dit type modellen te verkrijgen uitkomsten zijn niet erg betrouwbaar. De modellen zijn dan ook vooral bedoeld voor een grove 'screening'. Een voorbeeld van een dergelijk model is het 'unit-world'-model van Mackay (Mac84).

Ruimteschaal en tijdsaspecten

Ook de keuze van de ruimteschaal en van de tijdsaspecten bepalen de toepassingsmogelijkheden van een model. Verspreiding van stoffen kan zich op zowel lokale, regionale, nationale als mondiale schaal voltrekken. Met modellen die uitgaan van een statische (evenwicht) of een 'steady state'-situatie, kunnen geen uitspraken gedaan worden over concentratieveranderingen in de loop van de tijd. Daarvoor is een (niet-evenwicht) dynamisch model nodig: in de procesformuleringen zijn tijdsaspecten in de vorm van kinetische procesconstanten geïncorporeerd.

Gevoeligheidsanalyses

Gevoeligheidsanalyses tonen aan welke deelprocessen (modelparameters) de grootste invloed hebben op de met het model te verkrijgen uitkomsten. Deze 'gevoelige' modelparameters dienen zo nauwkeurig mogelijk te zijn. Voor veel (abiotische) verspreidingsmodellen zijn dergelijke analyses uitgevoerd, soms in combinatie met een onzekerheidsanalyse. Daaruit komt naar voren dat de parameters voor sorptie en verdamping de meest gevoelige zijn. De commissie meent dat dit soort analyses bijzonder zinvol zijn, maar dat zij geen uitsluitsel kunnen geven over meer fundamentele (systematische) fouten in bijvoorbeeld de modelstructuur.

Validatie

Onder validatie verstaat men toetsing van de modeluitkomsten aan veldgegevens. Model-validatie kent echter, volgens de commissie, meer aspecten, zoals toetsing van de (deel)procesformuleringen met behulp van gegevens uit laboratorium- en veldexperimenten, toetsing van modelaannames, toetsing van de modeluitkomsten aan die van andere, gevalideerde modellen etc.

De commissie benadrukt dat de uitkomsten van veel voor de ecotoxicologische risicobeoordeling relevante modellen tot op heden nauwelijks zijn gevalideerd. Dit komt onder meer door het gebrek aan veldgegevens. Vaak kunnen wel bepaalde onderdelen of deelprocessen van een model met laboratorium- of veldgegevens gevalideerd worden.

Een groot probleem bij de validatie van vooral abiotische verspreidingsmodellen vormt de grote variatie in gemeten concentraties in milieucompartimenten. Voor een adequate validatie is een uitgebreide collectie van metingen nodig in uiteenlopende situaties. Bij modellen voor een standaard-situatie levert de vergelijking met veldgegevens hooguit een indicatie van mogelijke verschillen van meer dan een orde van grootte (GR93). Concentratiemetingen uit experimenteel onderzoek in het veld (onder min of meer gecontroleerde omstandigheden) kunnen zeer waardevol zijn bij het valideren van de lokatiespecifieke verspreidingsmodellen. Voor de validatie van voedselketenmodellen is een uitgebreide set van, zoveel mogelijk gelijktijdige, metingen nodig van milieuconcentraties en concentraties in organismen. Een samenhangend chemisch en biologisch meetnet, waarmee men momenteel in het kader van de activiteiten van de CCRX* bezig is, zou deze gegevens kunnen leveren, mits toegesplitst op validatie van geselecteerde modellen.

5.3.1 *Abiotische verspreidingsmodellen*

De laatste decennia heeft de ontwikkeling van wiskundige modellen voor het voorspellen van het gedrag en de lotgevallen van stoffen in het milieu een grote vlucht genomen. Deze abiotische verspreidingsmodellen vormen niet alleen een essentieel onderdeel van het onderzoeksinstrumentarium, maar worden ook steeds meer toegepast ter ondersteuning van zowel algemene als specifieke risicobeoordelingen. Processen (abiotisch) van transport, partitie en omzetting kunnen in principe elk afzonderlijk met een wiskundig model beschreven worden. In deze paragraaf bespreekt de commissie echter modellen die, in meerdere of mindere mate, een integrale beschrijving geven van het gedrag en de lotgevallen van stoffen in het milieu. Een groot knelpunt bij de toepassing van de huidige verspreidingsmodellen is het gebrek aan procesgegevens, waaronder evenwichts- en kinetische constanten. Schattingen van deze constanten met behulp van QSARs kunnen dit probleem deels ondervangen (zie 6.2).

Onlangs is een generiek, multicompartimentaal verspreidingsmodel ontwikkeld, het model SIMPLEBOX (een model van het Mackay-type; Mee93). Het beschrijft onder meer een niet-evenwichtsituatie met constante aan- en afvoersnelheden, een zogenoemde 'steady-state'. De uitkomsten die met deze 'steady-state' berekening te verkrijgen zijn, zijn (constante!) concentraties in de onderscheiden milieucompartimenten. SIMPLEBOX biedt tevens de mogelijkheid voor het doen van 'non steady-state' berekeningen. Dit houdt in dat het concentratieverloop bij veranderende aanvoersnelheden kan worden berekend. In tegenstelling tot de uitwisseling tussen bodem/sediment en water is er bij uitwisseling met het

* Coördinatie-Commissie voor de metingen van Radioactiviteit en Xenobiotische stoffen.

compartiment lucht zelden sprake van een evenwichtsituatie als gevolg van de snelle aan- en afvoer van een stof (in en uit het systeem) via de lucht. Voor de 'intercompartimentale afstemming' van normen in het kader van het project Integrale Normstelling Stoffen (INS: Pla93a) is gebruik gemaakt van het model SIMPLEBOX. Een andere toepassing van SIMPLEBOX is het schatten van de verwachte concentratie in het milieu (PEC) ter ondersteuning van beleidsbeslissingen over prioriteiten bij het terugdringen van de emissies van bestaande stoffen op grond van een ordening van PEC/NEC-verhoudingen*.

Een belangrijke verbetering ten opzichte van de oorspronkelijke Mackay-modellen is dat het SIMPLEBOX-model (beter: rekensysteem) een grote flexibiliteit kent, waardoor berekeningen op verschillende ruimtelijke schaalniveaus mogelijk zijn. In de meeste verspreidingsmodellen die worden toegepast ter ondersteuning van het landelijke overheidsbeleid (algemene risicobeoordeling en normstelling van stoffen) is de keuze van de ruimteschaal afhankelijk van de emissie- en verspreidingskarakteristiek (puntbron of diffuse emissie, transportroute etc.). In het lokale en regionale overheidsbeleid spelen problemen een rol waarvoor (lokatie)specifieke risicobeoordelingen nodig zijn. Waterbeheerders in Nederland hebben grote behoefte aan voorspellingen ten aanzien van het concentratieverloop van reeds aanwezige verontreinigingen in de tijd (al dan niet na saneringsmaatregelen). Zij willen antwoorden op vragen als: hoe ziet het verloop van zo'n verontreiniging eruit op korte en lange termijn? hoelang blijft de stof aanwezig in het compartiment en kan de in sediment en bodem gebonden fractie vrijkomen als gevolg van gewijzigde omstandigheden of van bepaalde beheersmaatregelen? De commissie meent dat voor het beantwoorden van dergelijke specifieke vragen dynamische ('non-steady-state') modellen ontwikkeld moeten worden. Een voorbeeld van een dynamisch, lokatiespecifiek verspreidingsmodel is het model IMPACT (Vrie87a). Dit model kent nog grote onzekerheden, onder meer door het gebrek aan gegevens voor validatie (Bru89). Andere voorbeelden zijn de momenteel in ontwikkeling zijnde modellen ISBEST en PESCO, waarmee de gevolgen van beleidsvoornemens inzake bestrijdingsmiddelen zijn te voorspellen of de resultaten van gevolgd beleid zijn te evalueren (Kra94).

5.3.2 Voedselketen- en doorvergiftigingsmodellen

De laatste decennia zijn diverse zogenoemde voedselketenmodellen ontwikkeld waarmee de mate van ophoping van een stof in verscheidene (groepen van) organismen direct via het milieu en via het voedsel kan worden geschat. Zoals al gezegd, leiden de

* PEC staat voor 'Predicted Environmental Concentration'. NEC staat voor 'No Effect Concentration'.

meeste 'klassieke' voedselketenmodellen uitsluitend tot een uitspraak over te verwachten concentraties in organismen (of in bepaalde weefsels of receptororganen), zonder daaraan een concentratie- of dosis-effectrelatie (of NOEC) te koppelen. Sommige modellen geven wel een schatting van de risico's van doorgifte via de voedselketen. Dit zijn de zogenoemde rekenmethoden en modellen voor doorvergiftiging, zie onder meer UPTAQE (Vrie87b, Bru89), het CATS-model (Tra92), BIOMAG (Elb93, Gor93), het model voor het schatten van risico's voor terrestrische organismen in uiterwaarden (Bal92). Incidenteel zijn deze modellen gekalibreerd en gevalideerd met behulp van veldgegevens (zie bijvoorbeeld Pla93b). Een nieuwe ontwikkeling zijn de zogenoemde 'intermediaire' modellen. Deze empirische modellen nemen wat betreft complexiteit een tussenpositie in (Hen93).

De RIVM/DGW-methode besproken in het advies 'Doorvergiftiging' heeft, gezien de grote mate van vereenvoudiging, slechts het karakter van 'screeningsmethode' (GR93). Zij is ontwikkeld om bij het afleiden van ecotoxicologische advieswaarden rekening te kunnen houden met doorvergiftiging. In haar advies vergeleek de commissie Doorvergiftiging enkele uitkomsten van deze methode met recente resultaten uit Nederlands veldonderzoek. Voor de aalscholver, de visdief en de zeehond lijken de advieswaarden berekend volgens de beschouwde methode niet de vereiste bescherming te bieden tegen de invloed van PCBs. Vergelijking van de uitkomsten van de methode met die van respectievelijk een empirisch blootstellingsmodel voor de zilvermeeuw (hexachloorbenzeen en enkele PCB-congeneren) en een EPA-doorvergiftigingsmodel leidde tot eenzelfde conclusie. De commissie onderschrijft de conclusie uit het advies 'Doorvergiftiging' dat specifiek onderzoek noodzakelijk is om hogere soorten daadwerkelijk te kunnen beschermen tegen de invloed van stoffen.

In sommige voedselketenmodellen is rekening gehouden met de grote variatie in bodemfactoren en de invloed daarvan op de opname van stoffen door organismen. Dit doet men door een variabele als de bioconcentratiefactor niet als een constante te beschouwen, maar als een stochastische grootheid (Elb93, Bal92). De commissie meent dat een stochastische benadering de mogelijkheid biedt om bij de risicobeoordeling rekening te houden met (ruimtelijke) variatie in modelparameters, waaronder omgevingscondities, door uit te gaan van bepaalde verdelingsfuncties van modelparameters. Vooral voor modellen waarin het bodemcompartiment centraal staat, is dit van groot belang.

5.3.3 *Populatiemodellen*

De kennis over de invloed van stoffen op de populatie-dynamica is de afgelopen jaren aanzienlijk toegenomen. Theoretische modellen van Kooijman en Van der Hoeven op

het gebied van de populatie-dynamica van de watervlo zijn op dit terrein vernieuwend geweest. Een interessante conclusie uit dat onderzoek is dat indien in de chronische standaard-toxiciteitstest met watervlooien, aangevuld met enkele eenvoudige bepalingen bij het individuele proefdier, geen effecten worden waargenomen, er ook geen effecten van de stof te verwachten zijn op de omvang van de populatie van de soort (Hoe91). Deze conclusie is gebaseerd op theoretische modellen en empirisch onderzoek met slechts enkele toxische stoffen. Nader onderzoek moet uitwijzen in hoeverre deze stelling algemeen is.

Ook is onderzoek verricht naar de populatie-dynamica van diverse strooisel- en bodembewonende geleedpotigen (springstaarten en mijten) bij blootstelling aan cadmium (Cro94). Verder volstaat de commissie met een verwijzing naar verscheidene ontwikkelingen op het gebied van populatiemodellen waarmee men tracht de primaire en secundaire effecten van stoffen op populaties van organismen te voorspellen (Hom93, Rat90).

De commissie meent dat populatiemodellen bij kunnen dragen tot een beter inzicht in de dynamiek van ecosystemen en op die manier indirect de risicoschatting kunnen bevorderen. De toepasbaarheid van de huidige populatiemodellen voor de algemene en specifieke risicoschatting is echter nog zeer gering. Dit wordt ten dele veroorzaakt doordat de complexe modellen moeilijk te valideren zijn in het veld. Bovendien hebben de genoemde recente ontwikkelingen op populatie-dynamisch gebied gemeen dat zij slechts betrekking hebben op een (nog steeds) zeer bescheiden aantal vertegenwoordigers van de lagere trofische niveaus binnen ecosystemen. Op hogere trofische niveaus, bijvoorbeeld vogels of zoogdieren, is het inzicht in de wijze waarop de aanwezigheid van een stof doorwerkt op de populatiegrootte nog vaak zeer beperkt. De commissie verwacht niet dat er op (middel)lange termijn voor de meeste 'kritische' soorten ecotoxicologische populatiemodellen beschikbaar zullen komen. Ook het aantal (groepen van) stoffen waarvoor op dit moment modellen zijn opgesteld is nog zeer gering.

In de inleiding van hoofdstuk 4 is al gewezen op het belang van het verkrijgen van inzicht in de werkingsmechanismen van een stof. Een goed voorbeeld van populatie-dynamisch veldonderzoek met een sterk mechanistische grondslag vormt het onderzoek aan de Landbouwniversiteit Wageningen en de Rijksuniversiteit Utrecht naar de effecten van PCB's en dioxines op aalscholvers en visdiefjes; Bou92, Mur93).

5.3.4 *Voedselwebmodellen*

Een interessante ontwikkeling in de ecologie is de toenemende aandacht voor het modelleren van voedselwebben. Hierbij worden alle soorten in een

levensgemeenschap, al dan niet geaggregeerd tot taxonomische of functionele groepen, tegelijkertijd in hun onderlinge afhankelijk gemodelleerd. Men analyseert dan bijvoorbeeld het transport van stikstof door het voedselweb en onderzoekt de bijdrage van bepaalde groepen organismen aan het totale proces. Dit type modellen is nog niet in de ecotoxicologie toegepast, maar de belangstelling is duidelijk aanwezig (Rui93, Moo93).

5.3.5 *Ecosysteemmodellen*

De ontwikkeling van modellen die leiden tot een uitspraak over mogelijke effecten van stoffen op het hoogste biologische integratieniveau, het ecosysteem (structuren en processen), staat volgens de commissie nog in de kinderschoenen in vergelijking met die van de abiotische verspreidingsmodellen (zie ook GR87). Voor een uitgebreid overzicht van recent in Nederland ontwikkelde ecosysteemmodellen verwijst de commissie naar de RMNO/NRLO-studie (RMNO93), het advies van het ad-hoc Beraad Systeemecologie voor het Stoffenbeleid (Lin93) en het eindrapport PEIS (Hek93).

De meeste 'complete' ecosysteemmodellen zijn voornamelijk gebaseerd op stofstromen (koolstof, fosfor, stikstof en zwavel), doch verschaffen nauwelijks inzicht in de interacties van toxische stoffen met die stromen. Daar komt bij dat validatie van de modellen nog maar zeer beperkt mogelijk is, vooral omdat belangrijke invoergegevens niet beschikbaar zijn. De voorspellende waarde van de wiskundige ecosysteemmodellen is derhalve tot op heden uiterst beperkt, zo meent de commissie. Voor het risicobeleid bieden zij nog geen directe toepassingsmogelijkheden. Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses zijn noodzakelijk, pas dan kan de implementatie in het beleid (specifieke risicobeoordeling) plaatsvinden.

De commissie concludeert dat de waarde van ecosysteemmodellen vooralsnog gelegen is in het vergroten van fundamentele inzichten: niets meer en niets minder dan dat. Aldus dragen de modellen wel degelijk bij tot het structureren en prioriteren van nader ecotoxicologisch onderzoek.

5.4 **Onzekerheden in de ecotoxicologische risicobeoordeling**

Van primair belang is de vraag in welke onderdelen van het risicobeoordelingsproces reductie van onzekerheden redelijkerwijs mogelijk is en waar zo'n reductie het meeste voordeel oplevert. Het antwoord op de laatste vraag hangt nauw samen met de vraag welke parameters, aannames e.d. de grootste invloed hebben op de uiteindelijke beslissing over de milieugevaarlijkheid van de stof.

De belangrijkste bronnen van onzekerheid in het risicobeoordelingsproces zijn (NRC93):

- 1 *Onzekerheden in de structuur van modellen.*
Onjuistheden in de aannames waarop een model is gebaseerd, tasten de betrouwbaarheid aan van de met dat model te verkrijgen uitkomsten. Dit soort onzekerheden is in het algemeen moeilijk te identificeren, te kwantificeren en te reduceren. Niettemin kunnen gevoeligheidsanalyses en veldvalidatie wel degelijk bijdragen aan vermindering van onzekerheden.
- 2 *Gebrek aan gegevens en informatie*
In veel gevallen ontbreken gegevens die voor de risicobeoordeling nodig zijn. Dit kan velerlei redenen hebben, bijvoorbeeld ethische (geen toxiciteitsproeven met hogere diersoorten) of praktische (onmogelijk om alle soorten die worden blootgesteld aan de stof te toetsen). 'Expert judgement' vult weliswaar veelal de hiaten op, maar betekent ook een bron van onzekerheid.
- 3 *Natuurlijke variatie en dynamiek*
Natuurlijke variatie en dynamiek is inherent aan de omgevingsfactoren die de blootstelling mede bepalen en aan de processen en structuren binnen ecosystemen die aan de stof zijn blootgesteld.* De gevolgen van de natuurlijke variatie voor de lotgevallen en effecten van de stof kunnen worden gemeten of geschat (bijvoorbeeld via Monte Carlo-simulaties), reduceren is echter niet mogelijk.
- 4 *Experimentele variabiliteit*
De experimentele opzet van een proef of monsternamen kan onzekerheden introduceren. Deze zijn tot op zekere hoogte te ondervangen, bijvoorbeeld door experimenten uit te voeren volgens 'Good Laboratory Practice' (GLP)-eisen.

De commissie beveelt een uitvoerige kwalitatieve én kwantitatieve analyse van onzekerheden aan als vervolg-activiteit op dit advies. De resultaten van die analyses kunnen sturing geven aan toekomstige activiteiten op zowel milieuchemisch als ecotoxicologisch terrein.

Den Haag, 21 juli 1994,
voor de commissie

* Denk bijvoorbeeld aan het optreden van successie in ecosystemen: de trofische toestand van het ecosysteem verandert in de tijd. Deze toestand is mede bepalend voor het optreden van (secundaire) effecten van een stof.

mw drs MMHE van den Berg
secretaris

dr CWM Bodar
secretaris

dr HJP Eijsackers
voorzitter

Literatuur

-
- Ald91 Aldenberg T, Slob W. Confidence limits for hazardous concentrations based on logistically distributed NOEC toxicity data. Bilthoven: RIVM, 1991; (publicatie nr 719192992).
- Ano91 Anoniem. Guidance document on testing procedures for pesticides in freshwater mesocosms. SETAC workshop. Huntingdon UK: Monks Wood Experimental Station Abbots Ripton, 1991.
- Ano92 Anoniem. Workshop on aquatic microcosms for ecological assessment of pesticides. SETAC/REVOLVE workshop, Wintergreen, Virginia, U.S., 1992.
- Ano93 Anoniem. The use of existing toxicity data for estimation of the Maximum Tolerable Environmental Concentration of Linear Alkyl Benzene Sulfonate. Part I: Main report. Delft: BKH Consulting engineers, 1993.
- Baa93 van de Baan HE, van Haasteren JA. Luchtverontreiniging door bestrijdingsmiddelen. Lucht 1993; 3: 95-9.
- Bal92 Balk F, Dogger JW, Noppert F, e.a. Methode voor de schatting van milieuroscico's in de Gelderse Uiterwaarden. Delft: BKH Adviesbureau, 1992.
- Bel94 Belfroid A. Toxicokinetics of hydrofobic chemicals in earthworms. A validation of the equilibrium partitioning theory. (Proefschrift). Utrecht: Research Institute for Toxicology, Universiteit Utrecht, 1994.
- Ber92 van den Berg M, Craane LHJ, Sinnige T, e.a. The use of biochemical parameters in comparative toxicological studies with fish-eating birds in the Netherlands. Proceedings of the 11th Annual Symposium on Chlorinated Dioxins and related compounds. Research Triangle Park USA.. *Chemosphere* 1992; in druk.
- Beu93a Beurskens JEM, Dekker CGC, Jonkhof J, e.a. Microbial dechlorination of hexachloorbenzene in a sedimentation area of the Rhine River. *Biogeochemistry* 1993; 19: 61-81.
- Beu93b Beurskens JEM, Mol GAJ, Barreveld HL, e.a. Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the Rhine River. *Environ Toxicol Chem* 1993; 12: 1549-66.
-

- Blo93 Blok J, Balk F. The impact of environmental regulation in the EC on aquatic toxicology and vice versa. Delft: BKH Consulting engineers, 1993.
- Bou92 Boudewijn T, Dirksen S. Effecten van verontreinigingen op watervogels in het benedenrivierengebied. Culemborg: Bureau Waardenburg bv, 1992.
- Bro90 Bronswijk JJB, Dekker LW, Ritsema CJ. Preferent transport van water en opgeloste stoffen in de Nederlandse bodem. Meer regel dan uitzonderling? *H₂O* 1990; 22: 594-620.
- Bro93 Brock T, Crum S, Leeuwangh P, e.a. Modelecosystemen. Brug naar het veld. *Landschap* 1993; 10: 23-36.
- Bru89 Bruggeman WA, de Vries DJ, de Vries MB. Modelling van organische microverontreinigingen in oppervlaktewater, sediment en aquatische organismen. *H₂O* 1989; 7: 204-12.
- Bru91 de Bruijn J, Yedema E, Seinen W, e.a. Lethal body burdens of four organophosphorous pesticides in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Aquat Toxicol* 20: 111-22.
- Bru93 de Bruijn J, van der Gaag M, van de Guchte C. Sorptie en biologische beschikbaarheid in normstelling en beleid. In: Verslag van de workshop Sorptie en biologische beschikbaarheid, 1993; in druk.
- Cal91 Calamari D, Vighi M. Scientific bases for the assessment of toxic potential of several chemical substances in combination at low levels. Milaan: Institute of Agricultural Entomology, university of Milan, 1991; (publicatie nr B 6612-90-001297).
- Con93 Connaughton DF, Stedinger JR, Lion LW, e.a. Description of time-varying desorption kinetics. Release of naphthalene from contaminated soils. *Environ Sci Technol* 1993; 27: 2397-403.
- Cro92 Crossland NO, Heimbach F, Hill IR, e.a. Summary and recommendations of the European Workshop on Freshwater Field tests (EWOFFT). Potsdam, 1992.
- Cro94 Crommentuijn T. Sensitivity of soil arthropods to toxicants. (Proefschrift). Amsterdam: Vrije Universiteit, 1994.
- Cru84 Crump KS. A new method for determining allowable daily intakes. *Fund Appl Toxicol* 1984; 4: 854-71.
- Deg92 Degner P, Müller M, Nenda M, e.a. Estimation biodegradability of chemicals by computer assisted reactivity simulation. Schmallenberg: Fraunhofer Institut and MITI-Japan, 1992.
- Den88 Deneer JW, Sinnige TL, Seinen W, e.a. The joint acute toxicity to *Daphnia magna* of industrial organic chemicals at low concentrations. *Aquatic Toxicol* 1988; 12: 33-8.
- Den93 Deneer JW. Uptake and elimination of chloorpyrifos in the guppy at sublethal and lethal aqueous concentrations. *Chemosphex* 1993; 26(9): 1607-16.
- Dit91 Di Toro DM, Zarba CS, Hansen DJ, e.a. Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals by using equilibrium partitioning. *Environ Toxicol Chem* 1991; 10: 1541-83.
- Don94 Donker MH, Eijsackers J, Heimbach F, red. *Ecotoxicology of Soil Organisms*. Boca Raton: Lewis Publ, 1994.
- Dru93 Drukker B, van Straalen NM. *Natuurcriteria bestrijdingsmiddelen*. Amsterdam: Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, 1993.
- Duc85 Ducruet JM, Lemoine Y. Increased heat sensitivity of the photosynthetic apparatus in triazine-resistant biotypes from different plant species. *Plant Cell Physiol* 1985; 26: 419-26.
- Due86 Dueck TA. Impact of heavy metals and air pollutants on plants (Proefschrift). Amsterdam: Vrije Universiteit Amsterdam, 1986.
-

- ECE88 European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC). Concentrations of industrial organic chemicals measured in the environment. The influence of physico-chemical properties, tonnage and use pattern. Brussel : ECETOC, 1988; (publikatie nr 29).
- ECE92 European Centre for Ecotoxicology and Toxicology of Chemicals (ECETOC). Estimating environmental concentrations of chemicals using fate and exposure models. Brussel: ECETOC, 1992; (publikatie nr 50).
- Elb93 Elbers MA, Traas TP. BIOMAG. Risico-analyse van bodemverontreiniging voor terrestrische vertebraten. Leiden: Centrum voor Milieukunde Leiden, 1993.
- Elk93 Elkhalfi A, Carissime B. Numerical simulations of a mountain wave during the 'Pyrenees-Experiment' . Hydrostatic/non-hydrostatic comparison and time evolution. Beitr Phys Atmosph 1993; 66: 183-200.
- Elz87 Elzerman AW, Coates JT. Hydrophobic organic compounds on sediments. Equilibria and kinetics of sorption. In: ?? Sources and fates of aquatic pollutants. Washington DC: American Chemical Society, 1987: 263-318.
- Ema93 Emans HJ, e.a. Validation of some extrapolation methods used for effects assessment. Environ Toxicol Chem 1993; 12: 2139-54.
- Ens91 Ensley BD. Biochemical diversity of trichloroethylene metabolism. Ann Rev Microbiol 1992; 45: 283-99.
- Ens91 Enserink EL, Maas-Diepeveen JL, van Leeuwen CJ. Combined effects of metals. An ecotoxicological evaluation. Wat Res 1991; 25: 679-87.
- EPA89 Environmental Protection Agency (EPA). Briefing report to the EPA Science Advisory Board on the equilibrium partitioning approach to generating sediment quality criteria. Washington: Office of Water Regulations and Standards, Criteria and Standard Division, US EPA, 1989.
- Ern68 Ernst W. Der Einfluss der Phosphatversorgung sowie die Wirkung von ionogenem und chelatisiertem Zink auf die Zink- und Phosphataufnahme einiger Schwermetallpflanzen. Physiol Plant 1968; 21: 323-33.
- Ern72 Ernst WHO. Zink- and Cadmium-Immissionen auf Böden und Pflanzen in der Umgebung einer Zinkhütte. Ber Deutsch Bot. Ges 1972; 25: 295-301.
- Ern87 Ernst WHO, Leloup S. Perennial herbs as monitor moderate levels of metal fall-out. Chemosphere 1986; 16: 233-238.
- Ern93 Ernst WHO. Ecological aspects of sulfur metabolism. The impact of SO₂ and the evolution of the biosynthesis of sulfur compounds on populations and ecosystems. In: Kok DE, e.a. , red. Sulfur nutrition and sulfur assimilation in higher plants. Den Haag: SPB Acad Publ, 1993; in druk.
- For93 Forbes TL, Forbes VE. A critique of the use of distribution-based extrapolation models in ecotoxicology. Function Ecol 1993; 7: 249-54.
- Gor93 Gorree M, Tamis WLM. BIOMAG-2. Aanpassing en evaluatie. Leiden: Centrum voor Milieukunde Leiden, 1993.
- Gov92 Govers HAJ, Evers EHG. Prediction of distribution properties by solubility parameter. Description of the method and application to methylbenzenes. Chemosphere 1992; 4: 453-64.
- Gov94 Govers HAJ, Loonen H, Parsons JR. Nonlinear dependence of bioconcentration factors on n-octanol-water partition coefficients of chlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins calculated via sofa (concept). Amsterdam: Vakgroep milieu- en toxicologische chemie, Universiteit van Amsterdam, 1992.
-

- GR87 Gezondheidsraad. Ecotoxicologie. Visies van 31 betrokkenen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1987; publikatie nr 7.
- GR88 Gezondheidsraad: Commissie Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen. Advies inzake ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1988; publikatie nr 28.
- GR91a Gezondheidsraad. Ecotoxicologische extrapolatiemethoden. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991; publikatie nr 1991/03.
- GR91b Gezondheidsraad: Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991; publicatie nr 1991/17.
- GR93 Gezondheidsraad: Commissie Doorvergiftiging. Doorvergiftiging. Toxische stoffen in voedselketens. Den Haag: Gezondheidsraad, 1993; publikatie nr 1993/04.
- GR93 Gezondheidsraad: Commissie Uniform beoordelingssysteem. Stoffen uniform beoordelen? (2) Beoordeling van het tweede prototype Uniform Beoordelingssysteem Stoffen. Den Haag: Gezondheidsraad, 1993; publikatie nr 1993/18.
- Han91 Hanski I, Gilpin M. Metapopulation dynamics. Brief history and conceptual domain. *Biol J Linn Soc* 1991; 42: 3-16.
- Har82 Hardy JT. The seasurface microlayer. Biology, chemistry and anthropogenic enrichment. *Prog Oceanog* 1982; 11: 307-28.
- Hek93 Hekstra GP. Ecologische inpasbaarheid van het omgaan met stoffen. Beoordelingssystemen voor stoffen in ecosystemen. Eindrapportage PEIS. Den Haag: VROM, 1993.
- Hen93 Hendriks AJ, Pieters H. Monitoring concentrations of microcontaminants in aquatic organisms in the Rhine delta. A comparison with reference values. *Chemosphere* 1993; 26: 817-36.
- Her89 Hermens JLM. QSARs of environmental pollutants. In: Hutzinger O, red. *Handbook of environmental chemistry. Reactions and processes*. Berlin: Springer Verlag, 1989.
- Hoe91 van der Hoeven N. Final summary report of the Daphnia project 'The effects of pollutants on Daphnia populations. Delft: TNO Environmental and Energy Research, 1991; (publicatie nr PCT-p-034).
- Hoe92 Hoekstra JA, Vaal MA, Notenboom J. Sensitivity patterns of aquatic species to toxicants. A pilot study. Bilthoven: RIVM, 1992; (publicatie nr 719102016).
- Hoe93 Hoekstra JA. Statistics in ecotoxicology. Quantifying the biological effects of chemicals (Proefschrift). Amsterdam: Vrije Universiteit, 1993.
- Hom94 Hommen U, Poethke HJ, Dülmer U, e.a. Simulation models to predict ecological risk of toxicants in freshwater systems. *ICES J Mar Sci* 1994; in druk.
- Hoo88 van Hoogen G, Opperhuizen A. Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. *Environ Toxicol Chem* 1988; 7: 213-9.
- Jag93 Jagers op Akkerhuis GAJM. Physical conditions affecting pyrethroid toxicity in arthropods. (Proefschrift) Wageningen: Landbouw Universiteit Wageningen, 1993
- Kem92 Kemna JM, Chaney RL, Tao SH, e.a. Interactions of planttime and plantspecies on the availability of plant cadmium to Japanese Quail fed lettuce and spinach. *Environ Res* 1992; 57: 73-87.
- Kle89 Klecka GM. Biodegradation. In: Brock Neely W, Blau GE, red. *Environmental exposure from chemicals*. Boca Raton: CRC Press Inc. , 1989.
-

- Kön81 Könemann H. Fish toxicity tests with mixtures of more than two chemicals: a proposal for a quantitative approach and experimental results. *Toxicology* 1981; 19: 229-38.
- Koo91 van der Kooy LA, van de Meent D, van Leeuwen CJ, e.a. Deriving quality criteria for water and sediment from the results of aquatic toxicity tests and product standards. Application of the equilibrium partitioning theory. *Water Res* 1991; 25: 697-705.
- Kra94 Kraaij H, Verstappen G, Wagemaker FN. PESCO. Beschrijving van een screeningsmodel voor emissies van bestrijdingsmiddelen naar oppervlaktewater. (Concept) Lelystad: RIZA, 1994.
- Kui81 Kuiper J. Fate and effects of mercury in marine plankton communities in experimental enclosures *Ecotox Environ Saf* 1981; 5: 106-34.
- Kui84 Kuiper J, de Wilde PAW, Wolff WJ. Effects of an oil spill in outdoor model tidal flat ecosystems. *Mar Pollut Bull* 1984; 15: 102-6.
- Lee92 van Leeuwen CJ, van der Zandt PTJ, Aldenberg T, e.a. Application of QSARs, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment. I Narcotic industrial pollutants. *Environ Toxicol Chem* 1992; 11: 267-82.
- Lee93 van Leeuwen CJ. Over ecotoxicologische grenzen (Inaugurele rede). Utrecht: Universiteit van Utrecht, 1993.
- Lee93 Leeuwangh P. Operational environmental criteria. Toxicity to aquatic organisms. In: Environmental criteria for assessing agricultural pesticides. Seminar Report 20-21. Wageningen: DLO Staring Centrum, 1993.
- Lee94 Leeuwangh P, Brock TCM, Kersting K. An evaluation of four types of freshwater model ecosystems to assess the hazard of pesticides. *Hum Exp Toxicol* 1994: 295-313.
- Lin93 van Linden FJM, van Straalen NM. Ad-hoc beraad systeemecologie voor het stoffenbeleid. Adviesnota in het kader van het project Ecologische Inpasbaarheid Stoffen (PEIS). ??, 1993.
- Loo94 Loonen H. Bioavailability of chlorinated dioxins and furans in the aquatic environment (proefschrift). Amsterdam: Universiteit van Amsterdam, 1994.
- Lym90 Lyman WJ, Reehl WF, Rosenblatt DH. Handbook of chemical property estimation methods. Washington: ACS, 1990.
- Mac82 Mackay D. Correlation of bioconcentration factors. *Environ Sci Technol* 1982; 16: 274-8.
- Mac85 Mackay D, Paterson S, Cheung B, e.a. Evaluating the environmental behavior of chemicals with a level III fugacity model. *Chemosphere* 1985; 14: 335-74.
- McC93 McCarty LS, Mackay D. Enhancing ecotoxicological modeling and assessment. *Environ Sci Technol* 1993; 9: 1719-29.
- McK93 McKenna IM, Chaney RL & Williams FM. The effects of cadmium zinc interactions on the accumulation and tissue distribution of zinc and cadmium in lettuce and spinach. *Environ Pollut* 1993; 79: 113-20.
- Mee90 van de Meent D, Aldenberg T, Canton JH, e.a. Streven naar waarden. Achtergrondstudie ten behoeve van de nota 'Milieukwaliteitsnormering water en bodem'. Bilthoven: RIVM, 1990; (publikatie nr 670101001).
- Mee93 van de Meent D. SIMPLEBOX. A generic multimedia fate evaluation model. Bilthoven: RIVM, 1993; (publikatie nr 672720001).
-

- Mee94 Meeder T. In situ biorestauratie. In: Handboek bodemsaneringstechnieken. Den Haag: VROM, concept 1994.
- Moo93 Moore JC, de Ruiter PC. Assessment of disturbance on soil ecosystems. *Vet Parasitol* 1993; 48: 75-85.
- Mur93 Murk AJ e.a. Effects of PCBs, PCDDs and PCDFs on reproductive success and morfological, physiological and biochemical parameters in chicks of the common sterna (*Sterna hirundo*) from seven colonies in the Netherlands and in Belgium. Part II: Laboratory study. Den Haag: Rijkswaterstaat, 1993.
- NRC93 National Research Council. Issues in risk assessment. Washington: National Academic Press, 1993.
- Noo93 van Noord P. Persoonlijke mededeling, 1993.
- OECD92 Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD). Report of the OECD workshop on effects assessment of chemicals in sediment. Paris: OECD, 1992; (publikatie nr 60).
- Oha93 Ohayo-Mitoko GJA, Denen JW. Lethal body burdens of four organophosphorus pesticides in the guppy (*Poecilia reticulata*). *Sci Total Environ* 1993 ; Suppl Proc of the second European conference on ecotoxicology (part 1): 559-67.
- Ott90 Otto ML, Rozema J, Beek MA, e.a. Uptake of arsenic by estuarine plants and interactions with phosphate in the field (Rhine estuary) and under outdoor experimental conditions. *Sci Total Environ* 1990; 97/98: 839-54.
- Par90 Parsons JR , Govers HAJ. Quantitative Structure Activity Relationships for biodegradation. *Ecotoxicol Environ Saf* 1990; 19: 212-27
- Peij89 Peijnenburg WJGM. Beoordelingsysteem nieuwe stoffen. Schattingsroutines voor omzettingssnelheden. Bilthoven: RIVM, 1989; (publikatie nr 718708001).
- Peij92 Peijnenburg WJGM. Relaties tussen omzettingssnelheid en chemische structuur. Hulpmiddel bij bepaling van milieu-risico's van verontreinigde waterbodems. *H₂O* 1992; 16: 441-6.
- Pla93a van de Plassche EJ, Bockting GJM. Towards integrated environmental quality objectives for several volatile compounds. Bilthoven: RIVM, 1993; (publicatie nr 679101011).
- Pla93b Platteeuw M, Beekman JH, van de Guchte C, e.a. Ecotoxicologische risico's van de verontreinigingen van het sediment voor het leven in het Ketelmeer. Deel 3. Integraal Waterbeheer Ketelmeer. Lelystad: RIZA, 1993.
- Rad93 Rademaker MCJ, van Gestel CAM. Verkennend onderzoek naar de effecten van niet-verzurende luchtverontreiniging op arthropoden. Amsterdam: Vakgroep Ecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, 1994; (publicatie nr D93003).
- Rat90 Ratte HT, Dülmer U, Klüttgen B, e.a. Investigation and modelling of primary and secondary effects of 3,4 dichloroaniline in experimental aquatic laboratory ecosystems and mesocosms. Proceedings of the international symposium on ecotoxicology, München, 1990.
- Rie93 van Riemsdijk WH. De beweeglijke balans tussen chemische bindingsprocessen en biologische opnameprocessen. *Bodem* 1993; 4: 173-6.
- RMNO93 RMNO, NRLO. Hoofdlijnen systeemgericht ecotoxicologisch onderzoek. Den Haag: RMNO, 1993; (publikatie nr RMNO nr 91/ NRLO nr 93/24).
- Rui93 de Ruiter PC, Moore JC, Zwart KB, e.a. Simulation of nitrogen mineralization in the below-ground food webs of two winter wheat fields. *J Appl Ecol* 1993; 30: 95-106.
-

- Sal93 Salomons W. Lange-termijn gedrag van stoffen in de bodem. *Bodem* 1993; 4: 196-203.
- Smi93 Smith EP, Cairns Jr J. Extrapolation methods for setting ecological standards for water quality. *Statistical and ecological concerns. Ecotoxicol*; 1993; 2: 203-19.
- Sti91 Stigliani WM, Doelman P, Salomons W, e.a. Chemical time bombs. Predicting the unpredictable. *Environment* 1991; 33: 26-30.
- Str91 van Straalen NM, Verkley JAC. *Leerboek Oecotoxicologie*. Amsterdam: Vrije Universiteit, 1991.
- Str92 van Straalen NM. *Ecologische receptoren voor milieugevaarlijke stoffen (Inaugurele rede)*. Amsterdam: Vrije Universiteit, 1992.
- Str92 Struijs J, van den Berg R. Degradation rates in the environment. Extrapolation of standardized tests. Bilthoven: RIVM, 1992; (publicatie nr 6779102012).
- Str93a van Straalen NM, van Gestel CAM. Soil invertebrates and micro-organisms. In: Calow P, red. *Handbook of Ecotoxicology*. Oxford: Blackwell Sci Publ, 1993: 251-77.
- Str93b van Straalen NM. Open problems in the derivation of soil quality criteria from ecotoxicity experiments. In: Arendt F, Annokkée GJ, Bosman R. e.a. (red.). *Contaminated soil '93*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1993: 315-26.
- Tas93 Tas JW. Fate and effects of triorganotins in the aqueous environment. Bioconcentration kinetics, lethal body burdens, sorption and physico-chemical properties (Proefschrift). Utrecht: Universiteit van Utrecht, 1993.
- TK89 Anoniem. *Omgaan met risico's*. Leidschendam: VROM-DGM, 1989.
- Toe92 Toet C, de Nijs ACM, Vermeire TG, e.a. Risk assessment of new chemical substances. System realisation and validation II. Bilthoven: RIVM, 1991; (publicatie nr 679102004).
- Ton93 Tonneijk AEG, van Dijk CJ. *Verkennd onderzoek naar de effecten van niet-verzurende luchtverontreiniging op planten*. Wageningen: Dienst Landbouwkundig Onderzoek. Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek, 1994; (publicatie nr 188).
- Tra92 Traas TP, Aldenberg T. CATS-I. A model for predicting contaminant accumulation in a meadow ecosystem. The case of cadmium. Bilthoven: RIVM, 1992; (publicatie nr 719103001).
- Ver94 Verhaar HJM, van Leeuwen CJ, Bol J, e.a. Application of QSARs in risk management of existing chemicals. In: *SAR and QSAR in environmental research*. Minnesota: Gordon and Breach Science Publishers SA, 1994: 39-58.
- Vet93 Vethaak D. *Fish disease and marine pollution (Proefschrift)*. Amsterdam: Universiteit van Amsterdam, 1993.
- Voo93 de Voogt P, Jansson B. Vertical and long-range transport of persistent organics in the atmosphere. In: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. New York: Springer-Verlag, 1993; (Volume 132): 1-28.
- Vrie87a de Vries DJ. *IMPACT. A physico-chemical model for the fate of hydrofobic organic micro-pollutants in aquatic systems. Model description*. Delft: Waterloopkundig Laboratorium, 1987.
- Vrie87b de Vries MB, Goossens H. *UPTAQE. A model for calculation transfer of hydrofobic organic micro-pollutants in aquatic foodchains*. Delft: Waterloopkundig laboratorium, 1987.
-

A De samenstelling van de commissie

Bijlagen

De samenstelling van de commissie

-
- dr HJP Eijsackers, *voorzitter*
Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven en Speerpuntprogramma Bodemonderzoek, Wageningen
 - dr ir P Doelman
IWACO, Rotterdam
 - dr ir RJ Dortland
TNO Milieuwetenschappen, afdeling Biologie, Delft
 - prof dr WHO Ernst
Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam
 - prof dr HAJ Govers
Vakgroep Milieu- en Toxicologische Chemie, Universiteit van Amsterdam
 - drs C van der Guchte
Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, Lelystad
 - dr P Leeuwangh
DLO-Staring Centrum, Wageningen
 - prof dr CJ van Leeuwen, *adviseur*
Afdeling Normstelling Directoraat-generaal Milieubeheer, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Den Haag
 - prof dr NM van Straalen
Vakgroep Oecologie en Oecotoxicologie, Vrije Universiteit, Amsterdam
-

- dr W Slooff, *adviseur*
Laboratorium voor Ecotoxicologie, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven
- prof dr W van Vierssen
Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Nieuwersluis
- ir A Wijbenga
Dienst Water en Milieu, Provincie Zuid-Holland, Den Haag
- drs MMHE van den Berg, *secretaris*
Gezondheidsraad, Den Haag
- dr CWM Bodar, *secretaris*
Gezondheidsraad, Den Haag

Redactionele bijdragen: drs AB Leussink.

Administratieve ondersteuning: mw MI Roskam en mw W van Bladel.