

Over ecotoxicologische grenzen

Inleiding

Het is een voorrecht om in een wereld die op veel plaatsen door hongers, ziekte en oorlog wordt geregeerd, onderwijs en onderzoek te mogen doen op het gebied van de milieutoxicologie. Daaraan word ik voortdurend herinnerd door televisie-beelden of nog indringender, als ik zelf over grenzen verkeer. Het zo kostbaar bezit van kinderen voegt hier nog een extra dimensie aan toe. Denk ik aan kinderen, dan denk ik ook aan UNICEF en aan zo'n 4 miljoen kinderen die jaarlijks vóór hun 5e levensjaar sterven.



KEES VAN LEEUWEN
Research Instituut voor
Toxicologie (RITOX),
Universiteit Utrecht

Sterfte, niet door milieugevaarlijke stoffen, maar door diarree, als gevolg van slechte sanitaire voorzieningen en microbiel verontreinigd drinkwater [1]. Wanneer we dit vergelijken met het dramatische vliegtuigongeluk in de Bijlmer, dan kunnen we ons pas echt een beeld vormen van de omvang van dit probleem. Elke 10 minuten sterven zo'n 70 jonge kinderen aan de gevolgen van slecht drinkwater, dagelijks, jaar in jaar uit.

Hoewel het een voorrecht is om aan milieutoxicologische vraagstukken te mogen werken, is het toch geen luxe. In sommige streken van de voormalige Sowjet Unie is de vervuiling van lucht, bodem en water zo groot dat de volksgezondheid wordt bedreigd. Maar niet alleen de volksgezondheid. Schattingen gedaan in een CNN-reportage over de slechte toestand van het machinepark voor de oliewinning aldaar, leidde tot de conclusie dat er jaarlijks ongeveer 90 keer zoveel olie in het milieu vrijkomt als tijdens de ecologische ramp met de Exxon Valdez in Alaska. Er zijn nog tal van andere voorbeelden [2].

In Nederland is de situatie minder dramatisch, hoewel naar schatting alleen al door bodemvervuiling een milieukwaliteitsschuld is opgebouwd ter grootte van 50 miljard gulden [3]. Desalniettemin hebben wij in Nederland enkele jaren geleden in het Nationaal Milieubeleidsplan [4] onszelf voor de niet geringe opgave gesteld om binnen één generatie te komen tot een *duurzame ontwikkeling van onze maatschappij*. Intussen zijn begrippen als *ecologische inpasbaarheid* [5] en *milieugebruiksruimte* [6] toegevoegd aan het Nederlands vocabularium. De vraag is nu of van deze

Samenvatting

'Over ecotoxicologische grenzen' gaat over: (a) grensoverschrijdende milieuvervuiling, (b) hoe dit komt en (c) wat de ecotoxicologie daaraan kan doen. De afwezigheid van milieukwaliteitsdoelstellingen – vooral voor de (water)bodem – is een belangrijke oorzaak voor de milieukwaliteitschuld voor de (water)bodem. Deze bedraagt inmiddels al 50 miljard gulden. De milieukwaliteitschuld zal toenemen als het ons niet lukt om ecologisch en economische denken te synchroniseren. Het openbreken van nutriënten-cycli en het enorme verbruik aan bestrijdingsmiddelen in de landbouw, alsmede het gebrek aan basale kennis bij de chemische industrie over haar eigen chemicaliën, zijn illustraties van (potentiële) grensoverschrijdingen. Wanneer de milieu- en medische gezondheidszorg worden vergeleken valt op dat de milieugezondheidszorg verloopt via vele schijven. Diverse andere factoren worden genoemd die maken dat feitelijke uitvoering moeilijk van de grond komt. Bij het oplossen van milieuproblemen speelt de milieutoxicologie een geringe rol, maar bij het voorkómen van chemische vervuiling kan de milieutoxicologie een prominente rol vervullen. Om deze rol te kunnen vervullen is verdere ontwikkeling noodzakelijk van: (1) schattingsmethoden, (2) modelvalidatie, (3) biomonitoring en somparameters, (4) toetsontwikkeling en (5) fundamenteel onderzoek naar de chemische en biologische herstelbaarheid van ecosystemen. Gesteld wordt dat de onzekerheid in het stofgedrag, dat uiteindelijk de feitelijke blootstelling van biota bepaalt, de meeste aandacht behoeft.

woorden, het *'Vocabuleren Rondom Ons Milieu'* – dit 'vrommen' – ons milieu ook beter wordt.

'Over ecotoxicologische grenzen' handelt over drie onderwerpen: Het eerste onderwerp is een vraag die luidt: 'vromt VROM alleen?' Deze vraag wil ik beantwoorden aan de hand van *twee milieuproblemen* die samenhangen met de agrarische en de chemische industrie. Deze voorbeelden tonen aan dat ecotoxicologische grenzen zijn bereikt of worden overschreden. Het tweede onderwerp behandelt de vraag hoe dit kan. Stilgestaan wordt bij *de aanpak van milieuproblemen*. Ik vergelijk hiertoe de milieugezondheidszorg en de medische gezondheidszorg. Het derde onderwerp is de *rol van de milieutoxicologie*. Kan de milieutoxicologie een bijdrage leveren aan het oplossen van milieuproblemen en vooral aan het voorkómen van nieuwe grensoverschrijdingen?

Twee milieuproblemen

1. De agrarische industrie

Er zijn weinig activiteiten die zo'n grote bijdrage hebben geleverd aan de diversiteit van het Nederlandse landschap, als de landbouw: ontbossing, maar ook aanplant van geriefhout en houtwallen, afgravingen, ophogingen, locale vershraling en verrijking van de bodem door plantaardige en dierlijke meststoffen en tal van hydrologische ingrepen. Aan deze diversificatie van landschapstypen is, zoals bekend, in de laatste decennia een einde gekomen door de intensivering van de agrarische

bedrijfstak. Een bedrijfstak, die steeds duidelijker de grenzen van duurzaamheid overschrijdt.

De problemen zijn groot: verdroging, vermisting, verzuring en emissies van bestrijdingsmiddelen, veevoederadditieven en diergeneesmiddelen [7, 8]. Ruim 70% van Nederland is inmiddels verworpen tot agrarisch gebied met een buitengewoon betreurenswaardige diversiteit aan planten en dieren [4, 9]. Het is daarom ook verdedigbaar te stellen dat de agrarische sector de meest omvangrijke chemische industrie in Nederland is. Effectieve investeringen, gericht op een duurzaam gebruik van water, bodem en lucht, lopen nog ver achter bij andere bedrijfstakken. Een duidelijk integraal milieuvergunningstelsel ontbreekt. Het enorme nutriënten-overschot is, wanneer we dit vergelijken met waterkwaliteitsnormen, alleen al goed voor normoverschrijding van ruim 700 miljard m³ water (Tabel I). Dat is ruim 10 keer de hoeveelheid water die jaarlijks door de Rijn stroomt.

Bij bestrijdingsmiddelen is dat duidelijk meer. Het verbruik aan landbouwbestrijdingsmiddelen in Nederland bedraagt 20.000 ton per jaar. Potentieel kan men daarmee ruim 1500 keer het Jaar-Rijn-Volume vergiften (afb. 1). Ik ga dan uit van de norm van 0,1 µg/l uit het Waterleidingbesluit (Tabel I). Dat is geen irreële norm. Deze norm uit het Waterleidingbesluit is voor een groot aantal bestrijdingsmiddelen zelfs ontoereikend voor de bescherming van aquatische ecosystemen [10-11]. Ook grondwater verdient een adequate ecologische bescherming, mede

TABEL I – Illustratie van een deel van de jaarlijkse emissies vanuit de agrarische sector naar het milieu.

Stof	Hoeveelheid (ton)	Norm ^a (µg/l)	Potentieel vervuild aantal miljarden m ³ water	JRV ^b
N ^c	370.000	2.200	168	2,7
P	84.000	150	560	8,9
Cu ^d	622	3	207	3,3
Cd	10	0,2	50	0,8
LBM ^e	20.000	0,1	100.000	1.585

^a De gehanteerde normen zijn ontleend aan de uitgave Stoffen en Normen van het Ministerie VROM [10]. Voor N is uitgegaan van de ecologische norm voor grote eutrofiëringsgevoelige wateren. Voor de zware metalen koper en cadmium is uitgegaan van de grenswaarden (totaal). Voor bestrijdingsmiddelen is uitgegaan van de individuele norm van 0.1 µg/l uit het Waterleidingbesluit. Hierbij dient te worden aangerekend dat deze norm om humaan-toxicologische redenen misschien stringent is. Voor de meeste bestrijdingsmiddelen is deze norm echter ontoereikend voor de bescherming van aquatische ecosystemen [10-11].

^b Potentieel vervuild volume water uitgedrukt als Jaar-Rijn-Volume (JRV). Het Jaar-Rijn-Volume bedraagt: 2000 m³/sec * 60 (sec) * 60 (min) * 24 (uur) * 365 (dagen) = 6,31 10¹⁰ m³ water/jaar.

^c Bronnen: Nationale Milieuverkenning 2 [7; pag. 286, 287, 340 en 341]. Voor de mineralen N en P is uitgegaan van de opgebrachte hoeveelheden via mest, kunstmest, zuiveringsslib en bijdragen via depositie, verminderd met de afvoer via gewas en denitrificatie.

^d Voor de zware metalen Cu en Cd is uitgegaan van de aanvoer, verminderd met de afvoer via gewas.

^e Voor de landbouwbestrijdingsmiddelen (LBM) is uitgegaan van een jaarlijkse emissie van 20.000 ton. Bij de berekening van het potentieel vervuild volume water is arbitrair uitgegaan van 50% afbraak (mineralisatie) op jaarbasis. Gerekend is dus met een emissie van 10.000 ton per jaar.

omdat het in kwelgebieden weer als oppervlaktewater kan uittreden. Bij de berekeningen heb ik bovendien aangenomen dat 50% van de stoffen binnen één jaar volledig afbreekt. Toch stroomt er maar één Rijn door Nederland en niet 1500. Eén Rijn die ook gebruikt wordt door andere landen en voor andere functies. Kortom, twee conclusies.

De eerste conclusie is dat de omvang van het pesticiden-probleem in Nederland beduidend groter is dan het vermessings-vraagstuk. Het is zo groot dat het bijna past om een nieuw milieu-thema, *het Thema Verpesting*, toe te voegen aan de acht thema's die reeds in het NMP worden genoemd. Er ligt dus nogal wat werk voor het nieuwe, onafhankelijke College voor de Toelating van Bestrijdingsmiddelen. Het is ook goed als persistente breed-spectrum middelen snel worden vervangen door goed afbreekbare selectieve middelen die minder schadelijk zijn.

Tegelijkertijd lijkt in een ander kader een hernieuwde discussie over de beteugeling van het verbruik niet overbodig. De tweede conclusie is dat de agrarische sector een buitengewoon groot beslag legt op de milieugebruiksruimte in Nederland, maar óók daarbuiten. Buiten Nederland is naar schatting alleen al voor de produktie van veevoer een ruimte nodig die 5 tot 7 keer de oppervlakte van Nederland bedraagt [7]. Bestrijdingsmiddelen zelf hebben in het verleden een belangrijke impuls gegeven aan de milieutoxicologie [12]. Recentelijk is over bestrijdingsmiddelen een goed overzicht gepubliceerd door het RIZA [11]. In dit overzicht wordt onder andere verwezen naar onderzoek in het glastuinbouwgebied van het Westland. Daar blijkt dat bestrijdingsmiddelen de acute toxische niveaus voor aquatische organismen vaak en fors overschrijden. Voor sommige vluchtige bestrijdingsmiddelen zijn concentraties in regenwater aangetoond

die 165 keer hoger liggen dan de normen voor de algemene milieukwaliteit van oppervlaktewater uit de Derde Nota Waterhuishouding [13]. Ook het Rijks-waterstaatsrapport 'Speuren naar Sporen' [14] bewijst dat het pesticidenprobleem aan actualiteit niets heeft ingeboet. Wat kunnen we hiervan leren?

Ten eerste: het belang van de *mobilititeit*. Het feit dat pesticiden overal worden aangetroffen maakt duidelijk dat mobiliteit moet worden toegevoegd aan het bekende rijtje criteria: *toxiciteit, persistentie en bio-accumulatie*. Deze intercompartimentale verspreiding maakt het beschermen van bijzondere gebieden heel moeilijk. Giftige regenbuien stoppen namelijk niet met regenen als ze over een natuurgebied heen waaien. Wat de ecologische consequenties zijn van bestrijdingsmiddelen verspreid door lucht, mist en regen voor bacteriën, flora en fauna, weten we nog nauwelijks.

Het tweede dat we leren is dat deze mobiliteit van stoffen de meest oncontroleerbare bedreiging vormt voor duurzaamheid. Beleidsmatig betekent dit dat het *voorzorgprincipe* stringent moet worden toegepast. Wetenschappelijk betekent dit dat milieutoxicologen vooral oog moeten hebben voor het 'migratiebeleid' van stoffen. Aandacht dus voor stofgedrag, voor *niche-partitie*: waar komen stoffen terecht, welke ecologische niches worden blootgesteld en wat is hun verblijftijd. Ik kom daar nog uitgebreid op terug.

Het derde dat we leren is dat het voor de meeste stoffen niet zo zinvol is om een kunstmatige scheiding te maken tussen *algemene en bijzondere milieukwaliteit*. Stoffen hebben geen paspoort nodig. De vervuilde rivier of regenbui trekt zich niets aan van onze grenzen. Bijzondere milieukwaliteit en bijzondere gebieden beschermen vooral voor goede normen voor de algemene milieukwaliteit.

In dit voorbeeld heb ik de vervuiling vergeleken met normen voor water en het jaardebiet van de Rijn. Dat laatste is vreemd: niet alle bestrijdingsmiddelen komen in de Rijn terecht, want de meeste stoffen verworden tot 'gebonden' residuen in de bodem en waterbodem, of spoelen uit. De chemische tijdbom tikt, maar niet in het water van de Rijn, want daarmee gaat het gelukkig steeds beter [13].

Waarom dan toch deze vergelijking? Het antwoord is simpel: bodemnormen ontbreken voor fosfaat, stikstof en de meeste bestrijdingsmiddelen. Milieutoxicologisch is de bodem ook nog een onontgonnen terrein. Daar heb ik reeds eerder op gewezen [15]. Ten tweede gaat het mij om het contrast. Voor de volksgezondheid geldt dat hart- en vaatziekten



Afb. 1 - Met het jaarverbruik aan landbouwbestrijdingsmiddelen in Nederland kan men potentieel ruim 1500 keer de Rijn vergiftigen (Foto: Hans Polderman, RIZA).

zich vooral centraal doen gelden. Voor het watervaten-stelsel in Nederland geldt dat de problemen zich steeds meer gaan manifesteren in de periferie (afb. 2 en 3). Microverontreinigingen, zoals bestrijdingsmiddelen en zware metalen, versterken de effecten van overmatige algenbloei veroorzaakt door vermeting [16]. Zij doen dit desastreuze werk in de ruim 300.000 duizend kilometer aan sloten en vaarten die Nederland rijk is [17]. De corridorfunctie van dit fijnmazige net, belangrijk onderdeel van de Nederlandse *ecologische infrastructuur*, wordt derhalve ernstig verstoord. Dit ziektebeeld van het landelijke gebied, deze perifere hydro-pathie, neemt grote vormen aan! Het contrast wordt nog groter wanneer men zich realiseert dat beleidsintenties gepresenteerd in het Natuurbeleidsplan [9] – het alomtgewaardeerde plan van ecologische hoofdstructuur en corridorfuncties – zich zo suboptimaal verhouden tot het feitelijke beleid van het zelfde departement.

2. De chemische industrie

De chemische industrie maakt werk van milieuzorg! Preventie en sanering worden opgepakt [18]. Dit zijn goede ontwikkelingen, maar deze verinnerlijking [cf. 19] is niet zonder schade en schande tot stand gekomen. Schoonmaken van bedrijfsterrainen kost geld, veel geld [3]. De overheid – ook door schade en schande wijs geworden – heeft duidelijke grenzen aangegeven [cf. 20], grenzen die o.a. beschreven zijn in de notitie 'Omgaan met Risico's' [21]. Er is nogal wat kritiek geweest op dit risicobeleid dat onder andere de basis vormt voor de normstelling [22]. Er is kritiek op de gehanteerde methodieken en de wetenschappelijke onderbouwing daarvan [23]. Er zijn véél vragen gesteld die te maken hadden met de vertaling naar de praktijk [24]. Ik wil hier niet lang bij stilstaan want het risicobeleid heeft al te veel aandacht gehad. Al te lang worden discussies gevoerd over slechts enkele stoffen, waarover voldoende gegevens beschikbaar zijn. Maar dat is niet de uitdaging! Van veel groter belang is wat we doen met al die stoffen waarvan we bijna niets weten. Het stoffenbeleid wordt namelijk niet gekenmerkt door wat wij weten, maar door wat wij niet weten.

In de UNCED-vergadering in Rio is dit 'data-gaps' probleem onderkend [25], maar in Nederland wordt deze discussie nog niet gevoerd. Er is slechts kritiek op het risicobeleid vanuit de chemische industrie en vanuit diverse fracties in de Tweede Kamer. Er is opbouwende wetenschappelijke kritiek van onder andere de



Afb. 2 - Met het schoonmaken van de grote rivieren, de hoofdaderen van het Nederlandse water-vatenstelsel, is een start gemaakt (Foto: Rijkswaterstaat).

Gezondheidsraad [26, 27]. Ook de Technische Commissie Bodembescherming, de TCB, denkt met ons mee. Maar de cruciale vraag voor hoeveel stoffen wij eigenlijk in staat zijn iets te zeggen over hun risico's, wordt niet gesteld. Laten we

dan eens beginnen bij het begin: bij de producenten en importeurs. Ik stel de vraag: 'kent de chemische industrie haar eigen stoffen?' en ga nu proberen deze vraag te beantwoorden.

Er bestaan ongeveer 100.000 commerciële

Afb. 3 - Met de aanpak van de vervuiling van de haarvaten van de Nederlandse ecologische infrastructuur, de ruim 300.000 kilometer aan sloten en vaarten, moet nog worden begonnen (Foto: Rijkswaterstaat).



chemicaliën. In de komende jaren zal de Europese chemische industrie de gegevens voor deze stoffen moeten gaan verzamelen. Daartoe zijn zij verplicht in de zogenaamde Bestaande Stoffen Verordening van de EEG, die in de Nederlandse wetgeving zal worden geïmplementeerd [28, 29]. Dat is veel werk en daarom wordt de gegevensverzameling gefaseerd aangepakt. Begonnen wordt met de zogenaamde *hoge produktievolume chemicaliën* (HPVCs), stoffen die jaarlijks geproduceerd of geïmporteerd worden in hoeveelheden van 1.000 ton of meer. Van deze 2.000 bulkchemicaliën zullen die stoffen worden aangepakt die staan op de prioritaire stoffenlijst. Nederland heeft het voorrecht gehad het systeem voor prioritering voor de EEG-Commissie te mogen uitwerken [30]. De prioritaire stoffenlijst, die jaarlijks zal worden herzien, omvat 50 of 100 stoffen, waarvan de Commissie er zo'n 25 per jaar wil aanpakken. Eén en ander betekent dat het met dit tempo nog zo'n 80 jaar duurt voordat deze lijst is afgewerkt. De chemische industrie lijkt van de EEG-Commissie dus ruim de tijd te krijgen om deze ontbrekende gegevens te verschaffen. Dat is ook nodig, want voor meer dan 95% van de stoffen is onvoldoende toxicologische informatie voorhanden (Tabel II). Dit is feitelijk een

TABEL II — *Schatting van de beschikbare toxicologische gegevens (%) voor 2000 HPVCs [30].*

Acute toxiciteit	90%
Subacute toxiciteit	30%
Carcinogeniteit (betrouwbare experimentele data)	10%
Mutageniteit (idem)	50%
Reproductietoxiciteit (idem)	10%
Teratogeniteit (idem)	30%
Acute ecotoxiciteit (vis of watervlo)	50%
Effecten op groenalgen	5%
Effecten op bodemorganismen	< 5%

gevolg van het lange tijd afwezig zijn van wetgeving en toont ook aan dat wetgeving op dit terrein noodzakelijk is.

De constatering is dat de chemische industrie nauwelijks beschikt over basale toxicologische gegevens van haar eigen stoffen en produkten. Dit geldt ook voor gegevens over de emissies tijdens productie, gebruik en afvalverwerking. De conclusie dat door het ontbreken van deze basale kennis, de industrie zelfs niet in staat is de risico's aan te geven van haar eigen bulkchemicaliën, is zorgwekkend. Het zou dan ook wat meer gepast zijn de kritiek op het overheidsbeleid wat te beperken, ten gunste van de vormgeving van de eigen verantwoordelijkheid. 'Responsible care' daar gaat het om.

Door het grote gebrek aan gegevens is de overheid gedwongen met grote onzeker-



Afb. 4 - Door het afwezig zijn van grenzen is achteraf gebleken dat op sommige plaatsen de (water)bodem grenzeloos vervuild is (Foto: Rijkswaterstaat).

heidsfactoren te werken bij het stellen van normen. Huidige normen zijn hierdoor misschien wel eens te streng. Voor een aantal stoffen zou het wegnemen van deze onzekerheden door aanvullende gegevens wel eens kunnen leiden tot meer reële normen. Daar ligt vooral een taak voor de industrie.

Overigens betekent het grote gebrek aan gegevens niet dat er geen risico's zijn. De 50 miljard milieukwaliteitschuld – het bodemsaneringsvraagstuk – is in dat verband de les die we hebben geleerd (afb. 4). Is het juist niet opvallend dat de grootste milieuschuld voortkomt uit de bodem: het compartiment waar wij het minst van weten? Is het ook niet opvallend dat door het afwezig zijn van milieutoxicologische grenzen, de (water)-bodem op sommige plaatsen 'grenzeloos' is vervuild?

Ik heb al eerder geconstateerd dat vanwege het grote gebrek aan gegevens over blootstelling en effecten van stoffen, risico's momenteel niet kunnen worden beheerst. De kans hierop is bijna 100% [15]. Over de vraag wie uiteindelijk voor de kosten moet gaan opdraaien is de visie van de chemische industrie duidelijk. Ik citeer: 'De bekostiging van het opruimen van milieuverontreiniging uit het verleden is vooral een taak van de overheid. Het alsnog presenteren van de rekening aan de vervuilers uit voorbije decennia – toen minder bekend was over effecten van vervuiling en overheden een geheel anders tegengesteld beleid voerden – is veelal niet redelijk en leidt tot langdurige

en kostbare procedures' [31].

Ik sluit deze paragraaf af met de constatering dat het niet de *intenties* zijn, maar het daadwerkelijk *gedrag*, dat nodig is om duurzaamheid te realiseren. Niet praten, maar doen. Over de invulling van de eigen verantwoordelijkheid wordt nog verschillend gedacht. Met deze twee voorbeelden van de agrarische en chemische industrie heb ik mijn eerste vraag beantwoord: VROM 'vromt' niet alleen.

De aanpak van milieuproblemen

Iedereen kent het spreekwoord: voorkomen is beter dan genezen. Mochten we toch ziek worden dan geldt dat veelal een grotere kans op herstel bestaat naarmate de diagnose eerder – liefst in een zo vroeg mogelijk stadium – wordt gesteld, zodat direct begonnen kan worden met de behandeling. Vroegtijdige behandeling is om tal van medische en psychologische redenen beter voor de patiënt. Daarnaast geldt veelal dat voorkómen of vroegtijdig stoppen van de ziekte goedkoper is dan genezen. Toch schijnt in het milieubeleid nog weinig geleerd te zijn van de lessen uit de gezondheidszorg. Slechts weinigen erkennen dat 'een ons preventie een kilo sanering waard is' [cf. 32]. Ik trek de vergelijking tussen de medische gezondheidszorg en de milieugezondheidszorg wat verder door. Wat zijn de verschillen? Wat zijn de problemen? Ik onderscheid hierbij 5 fasen: (1) herkenning, (2) erkenning, (3) behandeling, (4) herstel en (5) nazorg. Tot slot sta ik stil bij (6) de gevolgen voor de volgende generaties, als het deze generatie niet lukt om duurzame

ontwikkeling te realiseren en (7) doe ik enkele suggesties om een aantal problemen op te lossen.

1. Herkenning

Van belang is: wordt de klacht herkend? Een belangrijk verschil tussen de natuur en een patiënt is dat het in de natuur vaak niet gaat over één individu, maar over vele duizenden individuen van duizenden verschillende soorten. Schattingen van het aantal soorten lopen uiteen van 10 tot 100 miljoen [33]. Aan slechts circa 1,4 miljoen soorten is tot nog toe een wetenschappelijke naam gegeven [34]. Qua kennis is de overeenkomst tussen chemische stoffen en biodiversiteit dus groot: het meeste is onbekend. Daardoor worden veel milieuziekten ook niet op tijd herkend. Bovendien wordt door camouflage door biologische en chemische processen, b.v. fysiologische en genetische adaptatie, adsorptie en uitspoeling, de detectie van milieuziekten bemoeilijkt of het maakt dat de effecten pas na lange tijd zichtbaar worden.

Een tweede belangrijk verschil tussen een patiënt en een ziek milieu is dat de natuur niet zo makkelijk communiceert. De natuur klaagt niet, maar zwijgt. 'Silent Spring', het boek van Rachel Carson, de vrouw die de ontwikkelingen in de milieutoxicologie zo heeft versneld, spreekt op dat punt boekdelen [12]. Het zijn vooral milieu-internisten (onder andere biologen, toxicologen, chemici en wiskundigen), die deze ecologische klachten in beeld kunnen brengen. Deze onderzoekers vormen een essentiële communicatieve schakel.

2. Erkenning

Wordt de klacht erkend? Als een arts een ziektebeeld herkent, dan staat de erkenning veelal niet ter discussie. In het milieubeleid ligt dat anders. De diagnose van de milieu-internisten houdt namelijk niet automatisch in dat de ziekte erkend wordt. Bovendien ervaren veel mensen milieuproblemen ook niet als een eigen probleem. Vaak zien we ook dat om politieke redenen onderzoek gericht op herkenning, gebruikt wordt om de fase van erkenning of behandeling uit te stellen. Denkt u hierbij bijvoorbeeld aan de grootschalige aantasting van de Nederlandse bossen door verzuring.

3. Behandeling

Wordt de klacht behandeld? In de medische gezondheidszorg in Nederland geldt dat in het overgrote deel van de gevallen, na diagnose, kan worden overgegaan tot behandeling en dit ook daadwerkelijk gebeurt. Het komt vaak voor dat een arts de diagnose stelt, het behande-

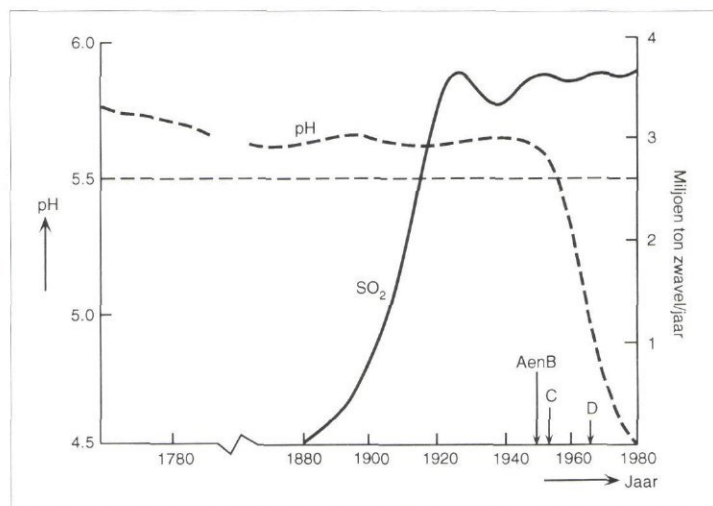
lingsvoorstel in dialoog met de patiënt maakt en niet zelden ook de behandeling in eigen hand heeft. In de meeste gevallen geldt bij milieuproblemen dat het nog maar de vraag is of het behandelingsvoorstel ook wordt uitgevoerd. De aanpak van medische problemen en milieuproblemen verschilt, ook qua uitvoering. Geldt voor patiënten nog vaak dat in de keten van herkenning, erkenning en behandeling één instantie verantwoordelijk is, bij milieuproblemen ligt dit anders. Milieudiagnoses en -toekomstverkenningen geschieden veelal door het RIVM. Behandelingsvoorstellen vinden hun plaats in diverse milieubeleidsplannen geschreven door diverse ministeries, na langdurig overleg met diverse geledingen in de maatschappij. Dan rest nog de feitelijke behandeling waarvoor politieke besluiten noodzakelijk zijn. Ook die komen vaak tot stand na intensief overleg met vele geledingen in de maatschappij. Toch valt ook in de medische gezondheidszorg te constateren dat de actualiteit van de vraag 'gaan we behandelen' toeneemt, niet alleen vanwege het vraagstuk van de stelsel financiering, maar ook om ethische redenen. Denkt u hierbij aan het euthanasievraagstuk. De ethiek van de milieuproblematiek staat nog niet op de politieke agenda. Het anthropocentrische begrip 'milieugebruiksruimte' is hiervan een duidelijke illustratie. Kortom, de behandeling van milieuproblemen verloopt via vele schijven en het gevolg hiervan is dat de 'passieve euthanasie van het milieu' zich voltrekt in stilte.

4. Herstel

'Werkt de behandeling?' Dat is in deze fase medisch gezien de belangrijke vraag. Reageert de patiënt positief op bijv. de toegediende medicijnen, dan kan op termijn besloten worden tot aanpassing of beëindiging van de medicatie. Deze feedback is cruciale informatie voor de behandelend arts. Bij het oplossen van een medisch probleem kent de arts de uitgangssituatie en kan de patiënt veelal zeggen of het weer beter gaat. Bij ecologisch herstel ligt dit heel anders. Als bij de constatering van milieuproblemen al wordt overgegaan tot actie, doen zich hierbij op zijn minst drie grote problemen voor: [1] gebrek aan verbale communicatie, [2] verschillende generatietijden en [3] het probleem van asynchroniciteit van ecologie en economie. Over het eerste probleem heb ik het reeds met u gehad: de natuur klaagt niet. Dan het tweede probleem: de *verschillende generatietijden*. Laat ik de evolutionaire tijdschaal achterwege, dan zijn er globaal 3 generatietijden te onderscheiden: de

generatietijd van ecosystemen, burgers en bestuurders. Deze generatietijden zijn grofweg respectievelijk 200, 20 en 4 jaar. Het blijkt dat de relatief lange regeneratietijd van ecosystemen – de tijd die voor ecologisch herstel nodig is – vaak een effectieve voortzetting van de herstelmaatregelen in de weg staat. Ik wil dit illustreren aan de hand van een voorbeeld. Stelt u zich een ecosysteem voor: een bos van tweehonderd jaar oud. Ik weet dat dit niet zo'n goed voorbeeld is, want velen hebben nog nooit een natuurlijk bos gezien. Wel, we kappen ons bos. Na het kappen duurt het zo'n 10 burger-generaties totdat de oorspronkelijke situatie weer bereikt is. Door de relatief korte generatietijd van de mens maken vele generaties mensen werkelijk herstel niet meer mee. Daarom weten wij ook niet hoe ons natuurlijk bos eruit ziet. We kennen het niet en daarom missen wij het ook niet. Op bestuurlijk niveau, waar niet zelden een nog kortere generatietijd geldt, is het dan ook nog maar de vraag of ons probleem erkend wordt. Het gevolg van deze verschillende generatietijden is dat *referentiepunten* gaan verschillen. Dit maakt de aantasting van het milieu een sluipend proces (afb. 5).

Het derde probleem, dat samenhang vertoont met het voorgaande punt, is het probleem van de *asynchroniciteit van ecologie en economie*. De economie en ecologie lopen niet met elkaar in de pas. Er is een faseverschil in het denken van ecologen en economen. Een voorbeeld. Stelt u zich een meer voor waarop u langzaam een zure oplossing druppelt. In het begin wordt de pH nauwelijks lager vanwege het bufferend vermogen. Dit kan in de praktijk wel zo'n 30 tot 70 jaar duren [35]. Pas na toediening van een aanzienlijke hoeveelheid zuur daalt de pH merkbaar en worden ecologische effecten waarneembaar (afb. 5). Als deze effecten als serieus probleem worden herkend en erkend en naar oplossingen wordt gezocht, dan willen bestuurders resultaat en wel morgen! Maar helaas! Zouden we de verzuring willen neutraliseren door toevoeging van een basische oplossing, dan doet zich in principe hetzelfde verschijnsel voor. In eerste instantie verandert de pH nauwelijks. Pas na lange tijd, na heel veel druppels, wordt de oorspronkelijke pH-waarde weer bereikt. Hier geldt dus niet de generatietijd van de bestuurder, maar die van het ecosysteem! Het zijn echter wel de bestuurders die de keuze maken of geïnvesteerd gaat worden in herstelgerichte maatregelen; maatregelen, waarvan de resultaten veelal ver na het verstrijken van de ambtstermijn zichtbaar worden.



Afb. 5 - Het verdwijnen van de vissoorten 'small-mouth bass' (een zonnebaarsachtige; A), 'lake whitefish' (verwant aan de houting; B), 'longnose sucker' (verwant aan de elrits; C) en 'lake trout' (meerforel; D) door verzuring van het Big Moose Lake in de Verenigde Staten (Bron: Stigliani, [35]).

In dit voorbeeld is wat de pH betreft sprake van volledig herstel. Ecologisch, maar vooral ook economisch is echter sprake van asynchroniciteit. Door het uitblijven van direct zichtbare tekenen van herstel komen de herstelmaatregelen, die nu eenmaal tijd en geld kosten, politiek onder druk te staan. Discussies ontstaan over de *bestedingsbereidheid ten aanzien van deze 'externe kosten'*. Bovendien is het waarschijnlijk dat een nieuwe generatie van bestuurders de ecologische achteruitgang niet herkent. Denkt u hierbij aan het voorbeeld van ons natuurlijke bos. Hoe het was is onbekend of alweer vergeten en hoe het weer zou moeten worden is onduidelijk. De referentiepunten veranderen en worden zelf onderwerp van politieke discussie. Bestuurlijk wordt dan al snel de *'so what?'*-vraag gesteld: is dit wel een probleem; heeft het prioriteit om herstelmaatregelen te treffen? Kortom, wordt het verzuringsproces van de bodem vergeleken met het kopen op de markt waar uw gulden een daalder waard is, dan blijkt bij herstelmaatregelen al snel het gevoel te ontstaan dat uw daalder slechts één gulden waard is. Vaak blijkt pas achteraf dat vervuilen echt te goedkoop was. Dit probleem van de ecologische en economische asynchroniciteit doet zich op veel terreinen voor. Het is een belangrijke reden waarom problemen, als deze technisch, economisch en ecologisch al oplosbaar zouden zijn, worden doorgeschoven naar volgende generaties. Duurzaamheid en ketenbeheer hebben dan ook veel te maken met het synchroniseren van ons economisch en ecologisch denken.

5. Nazorg

De nazorg, in de betekenis van de vinger aan de pols houden, is gemeengoed in de medische gezondheidszorg. In de milieugezondheidszorg geldt, wanneer ik mij

beperk tot de stoffenproblematiek, dat slechts voor enkele gechloroerde bestrijdingsmiddelen en zware metalen een curatief beleid gevolgd is. Hun emissies zijn afgenomen. De mobiliteit en persistentie van deze stoffen maakt echter dat het probleem van de diffuse verontreiniging van bodem en water, nog lang niet is opgelost [7, 36]. Voor het overgrote deel van de 100.000 bestaande stoffen moet beleid gericht op het terugdringen van risico's nog beginnen. Kortom, *nazorg wordt pas effectief als voorzorg voorrang krijgt*.

6. Consequenties

De Nederlandse bodemkwaliteitschuld bedraagt al zo'n 50 miljard gulden [3]. Gelet op het voorgaande mag worden verwacht dat de milieuschuld in de toekomst verder zal toenemen. Ondanks de beleidsintentie van duurzame ontwikkeling, leren de feiten ons nu al dat we aan de volgende generatie een overbested en vervuild Nederland nalaten. Willen toekomstige generaties het land weer leefbaar maken, dan zullen zij flinke kosten moeten maken; kosten, die wij nu verzuimen op te brengen.

Alle nobele beleidsintenties ten spijt, toont ons feitelijke gedrag dat kinderen de dupe dreigen te worden van potverterende ouders. Daar komt nog een probleem bij: de toenemende vergrijzing. Het gaat dus minimaal om twee rekeningen. De eerste is de rekening van de feitelijke milieuschuld, die wij nu niet voldoen, maar waarvoor stilzwijgend uitstel van betaling is aangevraagd. De andere rekening ten gevolge van demografische veranderingen, kunnen we nu al zien aankomen, maar van een anticiperend beleid is nog geen sprake. Het gevolg hiervan is naar alle waarschijnlijkheid een verder verlies aan biodiversiteit en milieukwaliteit.

7. Oplossingsrichtingen

De vraag is nu wat we met deze constatering kunnen doen. Basale informatie ontbreekt vaak en wetenschappelijk zijn er ook nog diverse zaken die onze aandacht behoeven. Hierop kom ik zo uitgebreid terug. Maar de kern van de huidige milieuproblematiek is toch vooral een bestuurlijk probleem. Wensenlijstjes in plaats van operationele doelstellingen, verschuivende referentiepunten en vele schijven. Maar ook tegenstrijdige belangen, uitstel van besluitvorming en een overproductie aan beleidsnota's. Daardoor overheerst al snel het beeld dat we elkaar goed bezig houden. Het land nu en onze kinderen later, schieten hier niet erg mee op. De oplossing ligt niet in nog meer milieubeleidsplannen, maar in toetsbare *uitvoeringsplannen*. Rijksmilieubeleid dus, actief gesteund door meerdere ministeries. Rijkbeleid ook dat praktisch en toetsbaar ingevuld kan worden door provincies, gemeenten, bedrijfsleven, boeren en burgers. Invulling dus door groepen die verantwoordelijkheden gegeven worden. Groepen, die in de woorden van Pieter Winsemius [19] werk maken van de 'verinnerlijking van milieuverantwoordelijkheid'. Geen woorden maar daden, gedrag dus, gericht op het beëindigen van het 'gevro' alom. De omvang en de complexiteit van de milieuproblematiek vereist een aanpak, zoals die geldt voor het terugbrengen van het financieringstekort. Een hoofddoelstelling, uitgewerkt naar toetsbare doelstellingen voor diverse onderdelen binnen het milieubeleidssterrein. Centrale aansturing dus en overleg met partners over uitvoering en voortgang. Belangrijke rollen zijn weggelegd voor de milieustatistiek – noodzakelijk voor het scheiden van feiten en meningen – en voor een centraal planbureau, dat zich richt op de ontwikkelingen in de milieukwaliteitschuld. Een voorwaarde hierbij is een gezonde economie, waarbij onder verwijzing naar onze verre oosterburen duidelijk wordt dat een gezonde economie en ecologie elkaar niet uitsluiten.

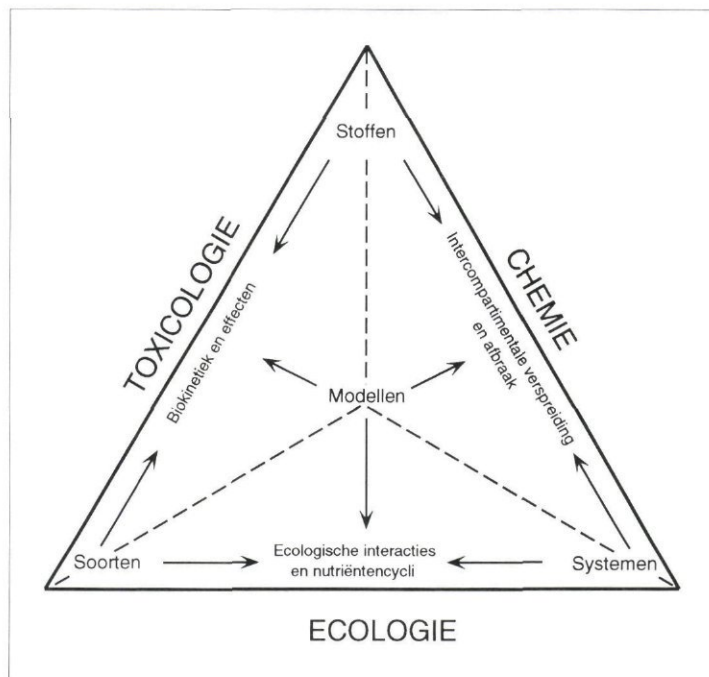
De rol van de milieutoxicologie

In november 1992 werd i.v.m. mijn indiensttreding bij het RITOX voor ons een welkomstborrel georganiseerd. Thuisgekomen, werd ons zevenjarig zoontje Koen in het jeugdjournaal geconfronteerd met het zure toekomstbeeld van onze bossen. Tijdens de afwas stelde hij mij toen de volgende vraag: 'Pap, hoe kan dat toch; jullie weten zoveel over de natuur en dan lukt het nog niet?' Ik kon hem toen geen antwoord geven.

Nu stel ik zijn vraag weer. Welke bijdrage

kan de milieutoxicologie leveren aan de oplossing van milieuproblemen? Daarover mag geen misverstand bestaan: deze rol is marginaal. Technische oplossingen zullen waarschijnlijk moeten komen van technologiën. Immers, zij hebben mede aan de wieg gestaan van deze problemen. De rol van de milieuchemie en milieutoxicologie is echter cruciaal bij het herkennen, voorspellen en voorkómen van milieuproblemen. Als we erin slagen om met goede prognoses, de toekomst te vertalen naar actief preventief handelen in het heden, dan is er toekomst. Het gaat dus om anticiperen op basis van prognoses. Dat is een enorme uitdaging waar milieuchemici en milieutoxicologen een zeer belangrijke bijdrage aan kunnen leveren! Wat is er in de komende jaren nodig om deze diagnose- en prognosefunctie goed te kunnen vervullen? Om deze vraag te kunnen beantwoorden is het eerst nodig een antwoord te geven op de vraag: wat is milieutoxicologie?

Afb. 6 - Milieutoxicologie is de studie van gedrag en effecten van stoffen op soorten in complexe systemen. Het is ecotoxicologische risico-beoordeling, een interactief proces waarbij de chemie, toxicologie en ecologie alsmede de wiskunde en informatica (modellen), onontbeerlijk zijn.



Wat is milieutoxicologie?

Vaak wordt de milieutoxicologie weergegeven als een driehoek met de disciplines toxicologie, milieuchemie en ecologie als hoekpunten [cf. 37]. Hoewel een driehoeksverhouding een uiterst dynamisch geheel suggereert, is dit beeld vrij statisch en ook te simpel. Immers, er zijn globaal vier vragen te stellen:

1. Werken de disciplines aan dezelfde vraag?
2. Is er een gemeenschappelijk onderzoeksobject?
3. Welke kennis en technieken zijn vereist?
4. Hoe komen de onderlinge interacties tot stand?

Laat ik proberen deze vragen kort te beantwoorden. Mijn visie is dat er helemaal geen gemeenschappelijke onderzoeksvraag bestaat, dat ook de onderzoeksobjecten totaal van elkaar verschillen, dat geheel verschillende kennis en technieken gebruikt worden en dat er nauwelijks sprake is van interacties, maar van een volgtijdelijkheid. Dat laatste heeft te maken met verschillende onderzoeksobjecten en onderzoeksvragen die de revue passeren tijdens diverse fasen die men kan onderscheiden in het proces van risicobeoordeling [38]. Chemici zijn vooral geïnteresseerd in moleculen en chemisch gedrag en toxicologen vooral in biokinetiek en werkingsmechanismen bij één of een beperkt aantal standaard toetssoorten. Eco(toxico)logen zijn geïnteresseerd in effecten en herstel optredend in diverse populaties en ecosystemen. Kortom, wetenschappelijke afkomst,

interesse en doelen verschillen, maar het integratiekader is de risicobeoordeling. Milieutoxicologie is dus ecotoxicologische risicobeoordeling. Het is een dynamisch proces van applicatiegericht onderzoek naar multiple stress van biota in complexe matrices. Dit dynamische proces kan starten met het ontwerpen van een molecule en eindigen met milieuchemisch en ecotoxicologisch veldonderzoek. We zien dat in de verschillende fasen van de risicobeoordeling het belang van de omgeving steeds belangrijker wordt. Het aantal mogelijke chemische en toxicologische en biologische interacties neemt toe. De toenemende complexiteit als gevolg hiervan, maakt dat de parameters minder specifiek worden. Gemeten wordt bijv. primaire produktie in plaats van veranderingen in de populatie-structuur van diverse soorten algen en hogere waterplanten [39, 40]. Dit is een natuurlijke reactie, die moet voorkómen dat men uiteindelijk door de bomen het bos niet meer ziet. Anderzijds kan het gebruik van specifieke parameters betekenen dat vanwege de functionele redundantie soorten ongemerkt verdwijnen. Het gebruik van specifieke, functionele parameters kan derhalve leiden tot *genetische erosie*. De complexiteit van onderzoek naar de effecten van stoffen op soorten in complexe systemen maakt dat een vierde discipline binnen de milieutoxicologie een steeds prominentere rol gaat vervullen: de wiskunde en informatica. Milieuchemische, biokinetische en populatiedynamische modellen, naast ecosysteem-modellen, zijn onmisbaar voor het voorspellen van gedrag en effecten van stoffen (afb. 6).

Belangrijke ontwikkelingen

Ontwikkelingen in de milieutoxicologie zijn in het verleden voor een belangrijk deel bepaald door ongelukken en andere onverwachte gebeurtenissen. Denkt u hierbij aan 'Silent Spring' [12] of aan de Sandoz-calamiteit aan de oevers van de Rijn [41]. Denkend aan ongelukken herinner ik mij ook mijn eerste calamiteit bij het RIZA in 1980. Na zware storm bleek een grote partij plastic flessen met onbekende inhoud aan de kust te zijn aangespoeld; een gebeurtenis die ook het journaal haalde. Omdat een ramp pas een ramp is als die op het journaal komt, volgde koortsachtig chemisch en ecotoxicologisch onderzoek. Het lukte de chemici maar niet om iets aan te tonen. De analytische detectiegrenzen bleken volstrekt ontoereikend. Het toxicologisch onderzoek bracht alwéér de oplossing, want alleen de onverdunde inhoud bleek acuut giftig te zijn voor vissen. Pas achteraf bleek dat we ook in ander opzicht een primeur gehad hadden. We waren de namelijk eersten die gecombineerd chemisch-toxicologisch onderzoek hadden verricht aan gedestilleerd water. Het milieutoxicologische onderzoek vervult tegenwoordig een belangrijke rol in diverse wettelijke kaders [29]. Het incidentele heeft plaats gemaakt voor het structurele. Ook bij de diagnose en prognose van milieukwaliteit en biodiversiteit, is de milieutoxicologie onmisbaar. Om de diagnose- en prognosefunctie goed te kunnen vervullen is een aantal onderzoeksterreinen van groot belang. Ik wil mij beperken tot de bespreking van 5 van deze gebieden.

1. Schattingsmethoden

Aangezien niet alle stoffen en organismen getest kunnen worden zijn benaderingen gewenst die uitgaan van vereenvoudigingen en veralgemeniseringen. De eerste veralgemenisering is vanuit *de stof*. Onderzoek naar relaties tussen toxiciteit en fysisch-chemische eigenschappen van groepen van stoffen [42]. Het is waarschijnlijk geen verrassing dat ik dit onderwerp, Quantitatieve Structuur-Activiteit Relaties, als eerste noem. Niet alleen vanwege de grote wetenschappelijke verdiensten van Joop Hermens [cf.43] binnen het RITOX, maar ook vanwege het grote maatschappelijk belang. QSAR-onderzoek, *ecotoxicologische prognose op basis van fysisch-chemische eigenschappen*, is om minstens vier redenen van belang, namelijk voor: [1] het oplossen van het grote gebrek aan experimentele gegevens, [2] het stellen van prioriteiten voor onderzoek, [3] het vermijden van onnodig dierenleed en [4] het reduceren van kosten voor industrie en overheid. Na vele jaren van aquatisch-toxicologisch QSAR-onderzoek is de ontwikkeling zover, dat schattingen soms meer betrouwbaar zijn dan experimenteel onderzoek. Voor veel industriële chemicaliën kunnen QSARs zelfs gebruikt worden voor het afleiden van milieukwaliteitsdoelstellingen [44-45]. Het QSAR-onderzoek op het gebied van de bodem- en waterbodemeecotoxicologie staat echter nog in de kinderschoenen en verdient de komende jaren de nodige wetenschappelijke aandacht.

Dit geldt ook voor milieuchemisch QSAR-onderzoek: *milieuchemische prognose op basis van chemische structuur*. Hierbij kunt u denken basale milieuchemische parameters, zoals partitie- en afbraakcoëfficiënten. Ik kom hier dadelijk op terug. Een overzicht over QSARs voor afbraakprocessen is recentelijk gepubliceerd [46]. Ook binnen de OESO, de Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling, wordt het belang van QSARs onderkend [47-49]. Ik verwacht dat het nog slechts een kwestie is van enkele jaren voordat ook in de EEG goed geëvalueerde QSARs in het stoffenbeleid toegepast zullen worden. De druk op het proefdiergebruik, het gegevensgebrek en niet op de laatste plaats de kosten, maken het noodzakelijk het QSAR-onderzoek voortvarend te continueren. Ik verzoek de chemische industrie samen met de overheid hier de schouders onder te zetten. Immers, het verstandig toepassen van QSARs voor de 100.000 commerciële chemicaliën versnelt niet alleen het risicobeoordelingsproces, maar kan de industrie naar schatting ook

enkele miljarden guldens aan experimenteel onderzoek besparen.

De tweede veralgemenisering betreft *de diversiteit aan soorten*. Door het zoeken naar relevante processen, die verschillen in gevoeligheden tussen soorten kunnen verklaren, kan een wetenschappelijk verantwoorde reductie worden verkregen van het aantal te testen soorten. Dit zogenaamde QSSR-onderzoek, *ecotoxicologische prognose op basis van ecofysiologische parameters*, is recentelijk gestart op het RIVM [50]. Ik verwacht dat wij met het QSSR-onderzoek, al snel op een aantal fundamentele en praktische problemen zullen stuiten. Deze problemen van chemische, toxicologische, maar vooral ook van ecofysiologische aard, zullen waarschijnlijk maken dat dit onderzoek voorlopig een kwalitatief karakter krijgt. Maar ook dan is deze pendant van het QSAR-onderzoek de inzet meer dan waard.

2. Modelvalidatie

Laat ik beginnen met citaat uit een advies van het Science Advisory Board van de EPA uit 1990 [51]: 'EPA should attach as much as importance to reducing ecological risk as it does to reducing human health risk'. Dit is een politiek advies van een wetenschappelijk adviesorgaan. In dit advies wordt de ecologische problematiek erkend. Dit advies is ook een weerspiegeling van de stormachtige ontwikkelingen op het gebied van de ecologische risicobeoordeling. De ecotoxicologische risicobeoordeling wordt gekenmerkt door een modelmatige aanpak. Risicobeoordelingsmodellen zijn een karikatuur van de werkelijkheid en daarmee het derde voorbeeld van vereenvoudiging en veralgemenisering van *processen en systemen*. Er heeft zich de laatste jaren op dit gebied in Nederland een groot aantal ontwikkelingen voorgedaan. Ik denk hierbij aan:

- de ontwikkeling van ecofysiologische en ecotoxicologische modellen [52-53] en extrapolatiemethoden [26-27], waaraan zo'n belangrijke wetenschappelijke impuls is gegeven door collega Kooymans;
- de ontwikkeling van integrale risicobeoordelingssystemen en ecosysteemmodellen. Ik denk hierbij vooral aan het Uniform Beoordelingssysteem Stoffen, het UBS [54] en het CATS-model [36] van het RIVM.

Bij deze modellen vallen twee zaken op. Ten eerste hebben alle modellen gemeen dat hun gebruik in de praktijk beperkt wordt door de beschikbaarheid van adequate gegevens. Ten tweede zijn diverse processen vereenvoudigd en zijn diverse aannamen gedaan. Het is dus van groot belang om te weten of de modellen gevalideerd zijn en waar de grootste

onzekerheden zitten. Milieuchemisch en -toxicologisch procesonderzoek is noodzakelijk om deze effect- en verspreidingsmodellen te valideren. Bij het schatten van 'no-effect-levels' voor diverse ecosystemen, op basis van standaard laboratoriumproeven met afzonderlijke soorten, worden nogal wat extrapolaties gedaan [55-56]:

- van acute naar chronische effecten
- van één levensstadium naar de gehele levenscyclus
- van individuele effecten naar effecten op populatie-niveau
- van één soort naar meerdere soorten
- van directe naar indirecte effecten
- van één naar andere biocoenosen
- de extrapolatie in tijd en ruimte.

In Nederland is veel onderzoek gedaan op het gebied van de validatie van deze extrapolaties [57-59]. Recentelijk is een uitgebreide literatuurstudie verricht door het RIVM [40,60] op grond waarvan twee belangrijke conclusies kunnen worden getrokken:

- Het aantal degelijk uitgevoerde veldstudies en 'multi-species' experimenten is buitengewoon gering.
- Met standaard laboratoriumtesten kunnen goede kwantitatieve voorspellingen worden gedaan over directe effecten in ecosystemen, mits de feitelijke blootstelling goed kan worden geschat. Deze conclusie ondersteunt die van Norman Crossland [61], voormalig medewerker bij een grote oliemaatschappij. Hij deed uitgebreid onderzoek op dit terrein [62]. Indirecte effecten kunnen voorlopig nog slechts kwalitatief worden ingeschat. Desalniettemin, lijkt het voorlopig reëel te stellen dat de grootste onzekerheden niet zitten in effectschattingen, maar in de schatting van blootstellingsconcentraties. Kennis over stofgedrag is cruciaal. Daarmee kan worden ingeschat welke ecologische niches worden belast en hoe lang stoffen daar verblijven. Stofgedrag bepaalt dus in belangrijke mate wat de *ecologische doelgroepen* zullen zijn. Bij het schatten van de expositie gaat het niet om onzekerheden van enkele procenten, maar om verschillen van een factor tien of veelvouden hiervan. Ik geef slechts vier voorbeelden waarmee het belang van de validatie met behulp van milieuchemisch procesonderzoek kan worden geïllustreerd:
- Het klassieke voorbeeld uit de jaren zestig was de massale vis- en vogelsterfte als gevolg van de accumulatie en biomagnificatie van persistente giftige verbindingen [12]. Accumulatiefactoren van 1000 tot 100.000 zijn waargenomen. Het is om deze reden ook niet verwonderlijk dat PCBs en dioxinen duidelijke toxicologische effecten veroorzaken bij vis-



Afb. 7 - De niche-partitie - het stofgedrag - bepaalt of blootstelling plaatsvindt. Zo geldt voor voedselspecialisten zoals aalscholvers, dat zij omgerekend naar de mens met een gewicht van 60 kilo, ruim 10 kilo vis per dag eten. Derhalve worden ze intensief blootgesteld aan persistente stoffen met hoge bioaccumulatie-factoren in vis (Foto: Angélique Belfroid, RITOX).

etende vogels, zoals aalscholvers (Afb. 7) en visdiefjes [63-65].

- Uit onderzoek uitgevoerd in bossen in Zwitserland blijkt dat depositie van PCBs uit mist een factor 100 groter kan zijn dan de depositie vanuit regen [66].

- In de 'organic microlayer' van oppervlaktewater kunnen stoffen zich concentreren tot niveaus die 100 tot 10.000 keer hoger zijn dan die in de waterkolom [67]. Juist in dit grensvlak van lucht en water komen veel organismen voor, die dus intensief worden blootgesteld.

- Recent onderzoek naar de beschikbaarheid van dioxinen en furanen in vliegstof voor de koe, gaf een andere verrassing. De beschikbaarheid bleek zeer gering te zijn [68].

Metingen in het milieu bevestigen de grote variatie in blootstellingsconcentraties [69]. Ook na de validatie van een aantal milieuchemische en ecotoxicologische processen blijft er onzekerheid. Dit geldt in het bijzonder voor de meer gecompliceerde *Levens-Cyclus-Analyse (LCA)* van produkten. Soms lijkt het erop alsof het gecompliceerd maken van beoordelingsmethoden een doel op zich zelf wordt. Wanneer hiermee excuses worden genereerd om beleidsbeslissingen op de lange baan te schuiven, dan zijn we niet verstandig bezig. Modelvalidatie is noodzakelijk, maar tegelijkertijd moeten wij ons

realiseren dat er altijd onzekerheden zullen blijven bestaan. Om deze reden wil ik deze paragraaf afsluiten met een uitspraak van Aristoteles over risico-beoordeling: 'Het is het kenmerk van een deskundige te berusten in de onzekerheid die inherent is aan het bestudeerde object en niet te zoeken naar een exactheid waar slechts een benadering van de waarheid mogelijk is'.

3. Biomonitoring en somparameters

Biomonitoring en somparameters zou men in feite de vierde veralgemenisering mogen noemen. Namelijk de veralgemenisering van *milieumetingen*. Somparameters zijn getallen die concentraties of effecten van groepen van stoffen omvatten. Waarom is deze simplificatie noodzakelijk? Simpelweg omdat het onmogelijk is om elke stof, overal, individueel te meten. Bovendien kan met chemische analyses maar een fractie worden gemeten van alle stoffen, die werkelijk aanwezig zijn [41]. Vaak zijn chemische methoden kostbaar en onvoldoende gevoelig. Hierdoor ontsnappen veel stoffen aan de aandacht en bestaat er een onvolledig beeld van de werkelijke milieubelasting. Deze nadelen zijn op te heffen wanneer chemische technieken gecombineerd worden met ecotoxicologische methoden. Somparameters en biologische-effect-monitoring zijn kosten-effectieve methoden. Hun verdere ontwikkeling, harmonisatie en toepassing [70-72] moet krachtig worden gestimuleerd.

4. Toetsontwikkeling

Ik heb al eerder opgemerkt dat het standaard ecotoxicologisch onderzoek in het kader van het stoffenbeleid niet meer is dan een karikatuur van wat ecosystemen werkelijk zijn [15]. Er is duidelijk behoefte aan een groter aantal internationaal geharmoniseerde ecotoxicologische toetsen, zowel voor water als bodem. Bij voorkeur kortdurende chronische toetsen met een duidelijk populatiedynamische relevantie. Aangezien de (water)bodem net ontdekt is door politici en ecotoxicologen, staat voor dit compartiment de toetsontwikkeling nog in de kinderschoenen. Het is voor de (water)bodem noodzakelijk om nu vooral in de breedte onderzoek uit te voeren. Hiermee bedoel ik dat de gevoeligheden voor een groot aantal toetsorganismen met een beperkt aantal stoffen vergeleken moeten worden. Immers, men moet kennen om te kiezen. Pas daarna is het mogelijk om d.m.v. een globale gevoeligheidsanalyse en kosten-baten analyse, toetsen te kiezen die een toegevoegde waarde hebben ten opzichte van de huidige testrichtlijnen. Kortheds-

halve zou ik voor de toetsontwikkeling willen verwijzen naar een aantal uitstekende adviezen van de Gezondheidsraad [26, 73].

5. Herstelbaarheid

De lessen van de (water)bodemsanering leren ons dat herstelbaarheid van groot belang is. Binnen dit begrip herstelbaarheid kan men onderscheid maken in *chemische en biologische herstelbaarheid*.

Onder chemische herstelbaarheid versta ik het complex aan biologische en chemische reacties, die er voor zorgen dat milieugevaarlijke stoffen in chemisch belaste ecosystemen worden afgebroken of worden geïmmobiliseerd tot verwaarloosbare risiconiveaus. Er zijn dus grenzen aan de opslagcapaciteit en verwerkingstijd van ecosystemen. Onder biologische herstelbaarheid versta ik de regeneratie van aangetaste populaties en levensgemeenschappen tot de situatie vóór aantasting. De ecofysiologie, populatiegenetica en populatiedynamica zijn hierbij onmisbaar. De tijd, die voor herstel nodig is, zal sterk afhangen van de beschouwde populaties en ecosystemen. Ik licht dit toe aan de hand van een voorbeeld.

Tien jaar geleden deed ik samen met collega's van het RIZA toxicologisch onderzoek naar de effecten van stoffen op de ontwikkeling van de eitjes van de regenboogforel [74]. Uit het onderzoek kwam naar voren dat de net uitgekomen visselaren, de zogenaamde dooierzaklarven, zeer veel vetoplosbare stoffen konden opslaan in het dooiermateriaal. Tijdens de ontwikkeling wordt dooiermateriaal verbruikt. Daardoor vermindert de opslag-capaciteit voor giftige stoffen. We zien dan ook vaak dat in het volgende levensstadium alsnog effecten optreden. Deze uitgestelde toxische effecten treden vaak op als stoffen bioaccumulatief en persistent zijn. Als de chemische belasting niet afneemt en populaties worden gedecimeerd is de kans groot dat herstel niet zal optreden. Kortom, ecologische effecten treden op als niet wordt voldaan aan de voorwaarden van chemische en biologische herstelbaarheid.

Dit concept van chemische opslagcapaciteit en capaciteit-regulerende processen is ook actueel voor een geheel ander schaalniveau. Het blijkt niet alleen op te gaan voor visse-eitjes, maar ook voor een ander levend bolletje: onze planeet. Niet-lineaire uitgestelde effecten van stoffen of te wel *chemical time-bombs* zijn processen waarmee wij in de komende decennia veel te maken zullen krijgen. De continue emissies van toxische stoffen zullen, wanneer de buffercapaciteit wordt overschreden, een grote bedreiging zijn voor

duurzaamheid. Dit zelfde geldt voor de latente effecten van huidige milieu-residuen die door veranderingen in de buffercapaciteit tot expressie kunnen komen. Er zijn talloze voorbeelden die deze problematiek illustreren. Denkt u hierbij aan vervuilde bedrijfsterreinen, waterbodems, de landbouw- en weidegronden en chemische residuen, die hun reis naar het diepe grondwater pas recentelijk zijn begonnen [35, 75]. Met dit voorbeeld van de twee bolletjes heb ik het grote belang willen illustreren van de versterking en verdieping van onze inzichten in de chemische en ecologische herstelbaarheid.

Wat de milieutoxicologie betreft is versterking noodzakelijk van de *ecofysiologie en ecologie*, maar vooral van de *milieu-chemie*. Het is de expositie waar op dit moment de grootste onzekerheden liggen: de paden en lotgevallen van de stof. Intercompartimentale verspreiding, de chemische en biologische afbraak, zowel aeroob als anaeroob. Ook de extrapolatie naar de veldsituatie van gegevens over bijvoorbeeld biodegradatie of sorptie-experimenten in standaard toetsen, naast de invloed hierop van een aantal milieu-factoren verdient veel meer aandacht. Kortom we moeten op weg naar: 'exposure-driven ecotoxicology'.

Conclusie

Ik heb een uiteenzetting gegeven over grenzen. Milieuvervuiling is een grensoverschrijdend probleem. Binnen onze eigen landsgrenzen gaan we ook over grenzen, daar waar het de nog immer toenemende milieukwaliteitsschuld betreft. Ik ben mij bewust van het feit dat ik zelf ook over milieutoxicologische grenzen ben gestapt, daar waar ik de wetenschap verliet en de beleidsmatige voortgang schetste. Kritisch ben ik geweest over beleidsintenties, verwachtingen en de discrepanties met de realisatie in de praktijk. Misschien heb ik zelfs grenzen overschreden waar het kritiek betreft op het functioneren van overheid, landbouw en chemische industrie.

Responsible care, het nemen van eigen verantwoordelijkheid oftewel verinnerlijking, is op veel niveaus nog ver te zoeken. Het is vooral die bezorgdheid over het doorschuiven van de rekening naar onze kinderen, die mij tot deze grensovertredingen hebben gebracht. Ik ben wel bezorgd, maar niet somber. Weliswaar is de rol van de milieutoxicologie onbeduidend als het gaat over het oplossen van milieuproblemen. Des te groter echter kan haar rol zijn als het gaat om het voorkómen van nieuwe

problemen. Daar liggen de grote uitdagingen!

Verantwoording

'Over ecotoxicologische grenzen' is een deel van de rede, die in verkorte vorm werd uitgesproken bij de aanvaarding van het ambt van hoogleraar in de biologische toxicologie, met speciale aandacht voor de ecologische risicoschatting, aan de Universiteit Utrecht. De auteur bedankt Jeannette van Leeuwen-Thie, Willem Seinen en Geert Vinke voor hun kritisch commentaar op het manuscript. Collega's van Rijkswaterstaat en het RITOX bedank ik voor de beschikbaar gestelde foto's.

Referenties

1. SIMAVI (1992). *Wereld water-boekje*. Haarlem.
2. Feshbach, M. and Friendly, A. Jr. (1992). *Ecocide in the USSR. Health and nature under siege*. Aurum press, New York.
3. Ministerie van VROM (1990). *Bodembescherming in de jaren negentig. Tien jaren-scenario bodemsanering en bedrijfsterreinen*. Tweede Kamer vergaderjaar 1989-1990, 21577, nr. 1, 2.
4. Ministerie van VROM (1989). *Nationaal Milieubeleidsplan. Kiezen of verliezen*. Tweede Kamer, zitting 1988-1989, 21137 nrs. 1-2.
5. Buitenkamp, M., Venner, H. en Wams, T. (1992). *Actieplan Nederland Duurzaam. Milieu-defensie*. Amsterdam.
6. Raad voor het Milieu- en Natuuronderzoek (1992). *De milieugebruiksruimte als uitdaging voor technologie-ontwikkeling*. RMNO-Publikatienr. 74, Rijswijk.
7. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu-hygiëne (1991). *Nationale Milieuverkenning 2, 1990-2010*. RIVM, Bilthoven.
8. Curatorium Landbouwenmissie (1980). *Rapport over emissies vanuit de landbouw*. Ministerie van Landbouw en Visserij, Den Haag.
9. Ministerie van Landbouw en Visserij (1989). *Natuurbeleidsplan*. Den Haag.
10. Ministerie van VROM (1991). *Stoffen en Normen. Overzicht van belangrijke stoffen en normen in het milieubeleid*. Den Haag.
11. Faassen, R. (1992). *Landbouwbestrijdingsmiddelen in oppervlaktewater, een situatieschets*. H₂O (25) 1992, p. 30-33.
12. Carson, J. (1962). *Silent Spring*. Houghton Mifflin, Boston.
13. Ministerie van Verkeer en Waterstaat (1989). *Derde Nota Waterhuishouding (water voor nu en later)*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21250, nrs. 1-2.
14. RIZA (1992). *Speuren naar sporen. I. Verkennend onderzoek naar milieuschadelijke stoffen in de zoete en zoute watersystemen van Nederland. Metingen 1990-1991*. RIZA Notanr. 92.057, DGW Notanr. 92.040, RIZA, Lelystad.
15. Leeuwen, C. J. van (1990). *Ecotoxicological effects assessment in the Netherlands. Recent developments*. Environ. Management 14, 779-792.
16. Leeuwen, C. J. van, Niebeek, G. en Luttmer, W. (1987). *Basiskwaliteitsnormen voor zware metalen: een effectgerichte evaluatie*. H₂O (20) 1987, 200-206.
17. Eijssackers, H. J. P., Stortelder, P. B. M., Leeuwen, C. J. van en Higler, L. W. G. (1991). *Waterbodembervuiling: noodzaken de risico's tot sanering?* In: *Van vuile bagger tot schoon slib* (Biekhart en Leuven, red.). Stichting Natuur en Milieu en Stichting Nederland Giftvrij, Utrecht.
18. Vereniging van de Nederlandse Chemische Industrie (1992). *Jaarverslag 1991*. VNCI, Leidschendam.

19. Winsemius, P. (1986). *Gast in eigen huis. Beschouwingen over milieumanagement*. Samsom H. D. Tjeenk Willink, Alphen aan de Rijn.
20. Cramer, J. (1991). *De illusie voorbij. Op weg naar een brede aanpak van de milieuproblemen*. Van Arkel, Utrecht.
21. Ministerie van VROM (1990). *Notitie 'Omgaan met risico's'*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1989-1990, 21137 nr. 5.
22. Ministerie van VROM (1991). *Notitie Milieukwaliteitsdoelstellingen bodem en water*. Tweede Kamer, vergaderjaar 1990-1991, 21 990 nr. 1.
23. Nationaal Milieubeleidsplan (1991). *Brief van de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer*. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1990-1991, 21 74.
24. Risicobenadering in het milieubeleid (1991). *Brief van de minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer*. Tweede Kamer der Staten-Generaal, vergaderjaar 1992-1993, 22666, nr. 2.
25. UNCED (1992). *Agenda 21, chapter 19. Environmentally sound management of toxic chemicals including prevention of illegal international traffic in toxic and dangerous products*. United Nations Conference on Environment & Development, Rio de Janeiro.
26. Gezondheidsraad (1988). *Ecotoxicologische risico-evaluatie van stoffen*. Adviesnr. 28, Den Haag.
27. Gezondheidsraad (1991). *Advies ecotoxicologische extrapolatiemethoden*. Adviesnr. 91, Den Haag.
28. Commission of the European Communities (1992). *Council Regulation on the evaluation and the control of the environmental risks of existing substances*. Brussels.
29. Leeuwen, C. J. van en Könemann, H. (1992). *Milieugevaarlijke Stoffen. In: Praktijkboek Milieu (Koeman en Winkel, red.)*. Kluwer, Deventer.
30. Zandt, P. T. J. van der and Leeuwen, C. J. van (1992). *A proposal for priority setting of existing chemical substances. Proposal prepared for the Directorate-General for Environment, Nuclear Safety and Civil Protection of the Commission of the European Communities*. Ministerie VROM, Directie Stoffen, Veiligheid en Straling.
31. Van Heel, H.P. (1992). *Duurzaam ondernemen. In: Duurzame ontwikkeling, vandaag in Den Haag met het oog op morgen*. Programma en teksten horend bij de viering van het zestigjarig jubileum van TNO, Den Haag.
32. Deland, M. R. (1991). *An ounce of prevention after 20 years of cure*. Environ. Sci. Technol. 25, 561-563.
33. Ehrlich, P. R. and Wilson, E. O. (1991). *Biodiversity studies: Science and policy*. Science 253, 758-762.
34. Mann, C. C. (1991). *Extinction: are ecologists crying wolf?* Science 253, 736-738.
35. Stigliani, W. M. (1989). *Changes in valued 'capacities' of soils and sediments as indicators of nonlinear and time-delayed environmental effects*. Environ. Monitoring and Assessment. 10, 245-307.
36. Traas, Th. P. and Aldenberg, T. (1993). *CATS-1: a model for predicting contaminant accumulation in a meadow ecosystem. The case of cadmium*. RIVM-report 719103001, Bilthoven.
37. Koeman, J. H. (1984). *Ecotoxicologie-inleiding*. In: *Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen (Best en Haack, red.)*. Pudoc, Wageningen.
38. OECD (1989). *Report of the OECD Workshop on Ecological Effects Assessment*. OECD Environment Monographs No. 26, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
39. Koopman, S. A. L. M. (1985). *Toxicity at population level*. In: *Multispecies toxicity testing* (Cairns Jr., ed.). Pergamon Press, New York.
40. Leeuwen, C. J. van, Plassche, E. J. van de and Canton, J. H. (1993). *The role of field tests in hazard assessment*. In: *Proceedings of the European Workshop on Freshwater Field Tests*. Potsdam, Germany (in press).
41. Leeuwen, K. van en Urk, G. van (1989).

De Sandoz-calamiteit: de balans na twee jaar. *H₂O* (22) 1989, p. 272-278.

42. Verhaar, H. J. M., Leeuwen, C. J. van and Hermens, J. L. M. (1992). *Classifying environmental pollutants. I. Structure-activity relationships for prediction of aquatic toxicity*. Chemosphere 25, 471-491.
43. Hermens, J. L. M. (1989). *Quantitative structure-activity relationships of environmental pollutants*. In: *Handbook of environmental chemistry* (Hutzinger, ed.). Springer Verlag, Berlin.
44. Leeuwen, C. J. van, Zandt, P. T. J. van der, Aldenberg, T., Verhaar, H. J. M. and Hermens, J. L. M. (1992). *Application of QSARs, extrapolation and equilibrium partitioning in aquatic effects assessment. I. narcotic industrial pollutants*. Environ. Toxicol. Chem. 11, 267-282.
45. Verhaar, H. J. M., Leeuwen, C. J. van, Bol, J. and Hermens, J. L. M. (1993). *Application of QSARs in risk management of existing chemicals. Proceedings of QSAR 92: Bridging Theory and Application*. Duluth, USA.
46. Pijnenburg, W. J. G. M. (1992). *Relaties tussen omzettingssnelheden en chemische structuur, hulpmiddel bij bepaling van milieu-risico's van verontreinigde waterbodems*. *H₂O* (25) 1992, p. 441-445.
47. OECD (1992). *Report of the OECD Workshop on Quantitative Structure-Activity Relationships (QSARs) in Aquatic Effects Assessment*. OECD Environment Monographs No. 58, Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
48. OECD (1992). *Application of SARs to the estimation of properties important in exposure assessment. Report prepared by the Fraunhofer Institut (Schmallenberg, Germany) for the OECD Hazard Assessment Advisory Body*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
49. OECD (1992). *Estimating biodegradability of chemicals by computer assisted reactivity simulation. Report prepared by the Fraunhofer Institut (Schmallenberg, Germany) for the OECD Hazard Assessment Advisory Body*. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
50. Hoekstra, J. A., Vaal, M. A. and Notenboom, J. (1992). *Sensitivity patterns of aquatic species to toxicants: a pilot study*. RIVM report 719102016, Bilthoven.
51. Science Advisory Board (1990). *Reducing risk: setting priorities and strategies for environmental protection*. United States Environmental Protection Agency. Science Advisory Board, EC-90-021.
52. Kooyman, S. A. L. M., Hanstveit, A. O. and Oldersma, H. (1983). *Parametric growth analysis of population growth in bio-assays*. Water Res. 17, 527-538.
53. Kooyman, S. A. L. M. (1986). *Population dynamics on basis of budgets*. In: *The dynamics of physiologically structured populations* (Metz and Diekman, eds.). Springer Lecture Notes in Biomathematics, Berlin.
54. Ministerie van VROM en WVC en RPC-consultants (1993). *Uniform Beoordelingssysteem Stoffen. Systeembeschrijving en handleiding voor het prototype UBS*. Ministerie van VROM, Den Haag.
55. Persoone, G. and Janssen, C. R. (1993). *Field validation of predictions based on laboratory tests*. In: *Proceedings of the European Workshop on Freshwater Field Tests*. Potsdam, Germany.
56. Risk Assessment Forum (1992). *Framework for ecological risk assessment*. U.S. Environmental Protection Agency. Report 630/R-92/001, Washington DC.
57. Slooff, W. (1985). *The role of multispecies testing in aquatic toxicology*. In: *Multispecies Toxicity Testing* (Cairns Jr., ed.). Pergamon Press, New York.
58. Leeuwen, C. J. van, Niebeek, G., Rijkeboer, M. and Luttmer, W. J. (1987). *Effects of chemical stress on the population dynamics of Daphnia magna. A comparison of two test procedures*. Ecotoxicol Environ. Saf. 14, 1-11.
59. Hoeven, N. van de (1991). *Final summary report of the Daphnia project 'the effects of pollutants on Daphnia populations'*. TNO Environment and

Energy Research, Reportnr. 91/159, Delft.

60. Emans, H. J. B., Okkerman, P. C., Plassche, E. J. van de, Sparenburg, P. M. and Canton, J. H. (1993). *Validation of some extrapolation methods used for effects assessment*. Environ. Toxicol. Chem. (in press).
61. Crossland, N. O. (1990). *The role of mesocosm studies in pesticide registration*. Brighton Crop Protection Conference. Pests and Diseases 6B-1, 499-508.
62. Crossland, N. O. and Wolff, C. J. M. (1988). *Outdoor ponds: their construction, management, and use in experimental ecotoxicology*. In: *The handbook of environmental chemistry. Vol. 2/D*. (Hutzinger, ed.). Springer-Verlag, Berlin.
63. Berg, M. van de, Blank, F., Heeremans, C., Wagenaar, H. and Olie, K. (1987). *Presence of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins and Polychlorinated Dibenzofurans in Fish-Eating Birds and Fish from the Netherlands*. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16, 149-158.
64. Bosveld, A. T. C., Gradener, J., Kampen, M. Van, Murk, T. A. J., Evers, E. H. G. and Berg, M. van den (1992). *A comparative laboratory breeding study with eggs from the Common tern (Sterna hirundo) collected at eight different colonies in the Netherlands and Belgium*. 12th International Symposium on Dioxins and Related Compounds, Tampere, Finland. Organohalogen Compounds 8, 317-320.
65. Berg, M. van den, Craane, L. H. J., Sinnige, T., Lutke-Schipholt, I. J., Spenkelink, B. and Brouwer, A. (1992). *The use of biochemical parameters in comparative toxicological studies with the Cormorant (Phalacrocorax carbo) in The Netherlands*. Chemosphere 25, 1265-1271.
66. Capel, P. D., Leuenberger, C. and Giger, W. (1991). *Hydrophobic organic chemicals in urban fog*. Atmosph. Environ. 25a, 1335-1346.
67. Hardy, J. T. (1982). *The sea surface microlayer: biology, chemistry and anthropogenic enrichment*. Prog. Oceanog., 307-328.
68. Olling, M., Berende, P. L. M., Derks, H. J. G. M., Everts, H. Jong A. P. J. M. de en Liem, A. K. D. (1992). *Biobeschikbaarheid dioxinen en furanen uit vliegstof bij de koe*. RIVM rapport 328904.004, Bilthoven.
69. ECETOC (1988). *Concentrations of industrial organic chemicals measured in the environment: the influence of physicochemical properties, tonnage and use-pattern*. European Chemical Industry Ecology and Toxicology Centre, Technical Report No 29, Brussels.
70. OECD (1987). *The use of biological tests for water pollution assessment and control*. OECD Environment Monographs No. 11. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris.
71. Botterweg, J., Guchte, C. van de en Breemen, L. W. C. A. van (1989). *Waterkwaliteitsmonitoring met behulp van biologische bewakingssystemen*. *H₂O* (22) 1989, p. 788-794.
72. De Zwart, D., Kruijff, H. A. M. de en Slooff, W. (1992). *Biomonitoring vanuit ecotoxicologisch perspectief als strategie voor het RIVM*. RIVM rapport 671010001, Bilthoven.
73. Gezondheidsraad (1992). *Kwaliteitsparameters voor terrestrische en aquatische bodemecosystemen. Een selectie van hanteerbare ecotoxicologische toetsen*. Adviesnr. 17, Den Haag.
74. Leeuwen, C. J. van, Griffioen, P. S., Vergouw, W. H. A. en Maas-Diepeveen, H. (1985). *Differences in susceptibility of early life stages of rainbow trout (Salmo gairdneri) to environmental pollutants*. Aquat. Toxicol. 7, 59-78.
75. Hesterberg, D., Stigliani, W. M. and Imeson, A. C. (1992). *Chemical time bombs: Linkages to scenarios of socioeconomic development*. International Institute for Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria, Reportnr. 20.

● ● ●

Waterleiding Friesland sluit contract voor nieuw proces-beheerssysteem

Waterleiding Friesland en Philips (businessunit industrial automation) sloten op 10 mei jl. een contract over de levering van een nieuw computersysteem, waarmee alle bedrijfslokalities van Waterleiding Friesland in de provincie, zoals pompstations, aanjaagstations en reservoirs, op afstand kunnen worden gecontroleerd en bestuurd. Waterleiding Friesland investeert 7 miljoen gulden in dit project, waarvan de laatste fase eind 1996 opgeleverd moet zijn. De investering is nodig, omdat het huidige systeem aan vervanging toe is en omdat het pompstation te Spannenburg in capaciteit wordt uitgebreid.

Met dit nieuwe systeem wordt de besturing van het productieproces en met name de distributie van drinkwater verder dan nu geautomatiseerd en geoptimaliseerd. Ook met het huidige systeem was het mogelijk vanuit één centrum, het pompstation te Noardburgum, de productie en distributie van drinkwater te controleren. Na 15 jaar was het echter aan vervanging toe. Het nieuwe geavanceerde procesbeheerssysteem is technologisch helemaal up to date en heeft veel meer mogelijkheden om zelfregulerend te opereren, zodat de bedrijfsprocessen efficiënter kunnen verlopen. Zo wordt de verblijfsduur van het drinkwater in het leidingnet en de reservoirs, een factor die de waterkwaliteit beïnvloedt, beter gereguleerd. (persbericht WLF)

Belgische koninklijke onderscheiding voor directeur Duinwaterbedrijf

Ir. J. Hieter, directeur van het Duinwaterbedrijf Zuid-Holland, is op 12 mei jl. door koning Boudewijn van België benoemd tot Officier in de Orde van Leopold II. De koning maakte met die benoeming zijn waardering voor het DZH kenbaar als waterwinbedrijf, beheerder van het natuurgebied Meijndel en gastheer bij het – zeer succesvol verlopen bezoek van het Belgische koningspaar – dat op 12 mei plaatsvond. Kort voor de ontvangst van het hoge bezoek op het pompstation Scheveningen kreeg de heer Hieter de medaille opgespeld, behorend bij het officierschap. (Persbericht DZH)