

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU  
BILTHOVEN

Rapport nr. 529104 004

**Monitoring Milieu-Gezondheid; Verslag van een  
workshop, 12 november 1996, RIVM, Bilthoven**

P.H. Fischer, E. Lebret, A.E.M Franssen,  
C.E.J. Cuijpers, C.B. Ameling, A.E.M. de Hollander,  
D.J.M. Houthuijs, B.A.M. Staatsen

april 1997

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van Ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport, Staatstoezicht op de Volksgezondheid; project 529104 en van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu, Directoraat Generaal Milieubeheer; project 266660.

Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), Postbus 1, 3720 BA Bilthoven,  
telefoon: 030 - 274 91 11, fax: 030 - 274 29 71

**VERZENDLIJST**

- 1 Hoofdinspecteur voor de Gezondheidszorg
- 2 Directeur-Generaal van de Volksgezondheid
- 3 Directeur-Generaal Milieubeheer
- 4-6 Plv. Directeur-Generaal Milieubeheer
- 7 J.J.L. Pieters, arts, Ministerie van VWS/IGZ
- 8 Dr.ir. P.C. Bragt, Ministerie van VWS/HIGB
- 9 Dr.ir. G. Kleter, Ministerie van VWS/HIGB
- 10 T. Staarink, Ministerie van VWS/HIGB
- 11 Dr. J.J. Ende, Ministerie van VWS/GZB
- 12 Ir. M. van den Berg, Ministerie van VROM/DGM
- 13 Dr. C.J.M. van den Bogaard, Ministerie van VROM/DGM
- 14 Drs. G.E.H. Houben, Ministerie van VWS/GZB
- 15 Dr. J.A.M. Hulshof, Ministerie van VWS/GZB
- 16 Dr. D.W.G. Jung, Ministerie van VROM/DGM
- 17 Dr. K.R. Krijgsheld, Ministerie van VROM/DGM
- 18 Drs. N.B. Lucas Luijckx, Ministerie van VWS/GZB
- 19 Drs. J.A. Verspoor, Ministerie van VROM/DGM
- 20 Dr. J.A. van Zorge, Ministerie van VROM/DGM
- 21-32 Medisch Milieukundigen
- 33 Prof.dr.ir. B. Brunekreef, LUW Wageningen
- 34-44 Coördinatie Commissie voor Milieubeleidsmonitoring (CoCoMo)
- 45 Voorzitter van de Gezondheidsraad
- 46 Drs. M. Daman, BaGD Oostelijk Zuid-Limburg
- 47 Dr. R.M.J. Derkx, GGD Geleen
- 48 Drs. C. van der Heijden, European Centre for Environment and Health (WHO)
- 49 Prof.dr. J. Kleinjans, RU Limburg, Maastricht
- 50 Dr. F.X.R. van Leeuwen, European Centre for Environment and Health (WHO)
- 51 Dr. H.M.E. Miedema, NIPG/TNO Leiden
- 52 Dr. W. Passchier, Gezondheidsraad
- 53 Mevr. Smitshoek, Provincie Zuid-Holland
- 54 Ir. J. Voorman, Dienst Centraal Milieubeheer Rijnmond
- 55 Mevr. A. Wybenga, Provincie Zuid-Holland
- 56 Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
- 57 Directie RIVM
- 58 Prof.dr.ir. D. Kromhout, Directeur Sector Volksgezondheidsonderzoek, RIVM
- 59 Ir. F. Langeweg, Directeur, Sector Milieu-onderzoek, RIVM
- 60 Dr.ir. G. de Mik, Directeur Sector Stoffen en Risico's, RIVM
- 61 Dr.ir. J.C. Seidell, Centrum voor Chronische Ziekten en Milieu-epidemiologie, RIVM
- 62 Dr. P.G.N. Kramers, Centrum Volksgezondheid Toekomst Verkenning, RIVM
- 63 Dr. A. Opperhuizen, Laboratorium voor Effectenonderzoek, RIVM

- 64 Dr. B.J.M. Ale, Laboratorium voor Stralingsonderzoek, RIVM  
65 Drs. M. van Bruggen, Inspectie-onderzoek en Milieu-ongevallendienst, RIVM  
66 Dr.ir. E. Buringh, Laboratorium voor Effectenonderzoek, RIVM  
67 Dr.ir. H.J.G.M. Derks, Laboratorium voor Blootstellingsonderzoek, RIVM  
68 Dr. J.L. Freijer, Laboratorium voor Blootstellingsonderzoek, RIVM  
69 Dr. S.H. Heisterkamp, Centrum Volksgezondheid Toekomst Verkenning, RIVM  
70 Dr. J.A. Hoekstra, Bureau voor Milieu- en Natuurverkenning, RIVM  
71 Dr. R. Hoogerbrugge, Laboratorium voor Organisch-analytische Chemie, RIVM  
72 Dr. W.H. Konemann, Adviescentrum Toxicologie, RIVM  
73 Drs. A.K.D. Liem, Laboratorium voor Organisch-analytische Chemie, RIVM  
74 Ir. I.A.M. Maas, Centrum Volksgezondheid Toekomst Verkenning, RIVM  
75 Ing. M. Marra, Centrum voor Chronische Ziekten en Milieu-epidemiologie, RIVM  
76 Ir. J.M.M. Melse, Centrum voor Chronische Ziekten en Milieu-epidemiologie, RIVM  
77 N.J.D. Nagelkerke, Stafbureau Informatisering en Methodologische Advisering, RIVM  
78 Dr. M.J.M. Pruppers, Laboratorium voor Stralingsonderzoek, RIVM  
79 Ir. P.J.A. Rombout, Laboratorium voor Effectenonderzoek, RIVM  
80 Dr. M.P. van Veen, Laboratorium voor Blootstellingsonderzoek, RIVM  
81 Drs. G.P. van Wee, Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies, RIVM  
82 Dr. G. Zomer, Laboratorium voor Organisch-analytische Chemie, RIVM  
83 Dr. G. van de Werken, Laboratorium voor Organisch-analytische Chemie, RIVM  
84-91 auteurs  
92 SBD/Voorlichting & Public Relations  
93 Bureau Rapportenregistratie  
94 Bibliotheek RIVM  
95-115 Bureau Rapportenbeheer  
115-125 Reserve exemplaren

**INHOUDSOPGAVE**

VERZENDLIJST .....	2
ABSTRACT .....	5
SAMENVATTING .....	6
1. INLEIDING.....	7
2. SAMENVATTING VAN DE VOORDRACHTEN .....	9
2.1 Monitoring milieu en gezondheid; achtergronden, definitie, soorten monitoring, overwegingen bij opzetten monitoringssysteem (P. Fischer, RIVM/CCM).....	9
2.2 Informatiebehoefte vanuit het Milieuperspectief (D. Jung, VROM/DGM) .....	10
2.3 Informatiebehoefte vanuit het Volksgezondheidsperspectief (J. Pieters, VWS/IGZ) .....	11
2.4 Ontwikkelingen in Milieu, Ruimte en Gezondheid waar een monitoringssysteem op toegesneden moet zijn (F. Langeweg, RIVM/SB5).....	12
2.5 Graadmeters/indicatoren (A.E.M. de Hollander, RIVM/CCM) .....	14
2.6 Functionaliteit, omvang en gevoeligheid van een monitoringsprogramma (E. Lebret, RIVM/CCM).....	15
3. DISCUSSIE IN GROEPEN: EFFECTGROOTTE, VOORSPELENDE WAARDE, CONSEQUENTIES VAN FOUT POSITIEVE/NEGATIEVE BEVINDINGEN VOOR VOORBEELD CASE(S).....	16
3.1 Case 1: Longkankerincidentie en PAK in de buitenlucht.....	16
3.2 Case 2: Monitoren van de longfunctie als effectindicator voor luchtverontreiniging.....	18
3.3 Case 3: Hinder door milieuverontreiniging rond Schiphol.....	20
3.4 Case 4: Trends van orchanochloorverbindingen in moedermelk .....	24
4. CONCLUSIES .....	29
5. LITERATUUR.....	30

**ABSTRACT**

On November 12, 1996, the Workshop "Monitoring Environmental Health" was held at the National Institute of Public Health and the Environment (RIVM) in Bilthoven, The Netherlands. Participants of the meeting came from the Central Government, (Ministry of Public Health, Welfare and Sports, State Health Inspectorate and the Ministry of Housing, Physical Planning and Environment), from local authorities (Provinces, Regional Health Services) and from RIVM. Aim of the workshop was to discuss the functionality of monitoring systems as desired by risk managers and policy makers, in relation to the available methods, existing information databases and research tools.

The programme of the workshop included presentations on :backgrounds of monitoring; information needs among the risk managers and policy makers; developments in (physical) environment and in public health research; health impact indicators of environmental pollution; and the functionality of monitoring systems. Furthermore, based on examples of specific monitoring questions, the participants discussed about the effect-sizes to detect and the implications for the sizes of the monitoring programme, and the consequences of false-positive and false-negative results for the decisions based on these results. The examples were based on the working fields of the risk managers and policy makers, which included environment related and health related examples.

In the main discussion at the end of the workshop it was emphasized by both the risk managers/policy makers and the researchers, that each monitoring activity should be tested against the criteria discussed in the workshop. Monitoring programmes should be set up very selectively, on a situation-specific basis. For each specific situation, an assessment should be made about the ability of a monitoring programme to answer specific questions and objectives.

Initiators of monitoring programmes can be both risk managers/policy makers and researchers; in the design phase it is crucial to have consultations between both parties about the objectives, expectations about effect-size to be detected by the monitoring system, feasibility and reliability of a monitoring programme in terms of type-I and type-II errors. Based on these consultations, sound decisions can be made about the desirability and about the design of such (usually multi year) programmes.

## SAMENVATTING

Op 12 november 1996 is op het RIVM de werkbijeenkomst "Monitoring Milieu - Gezondheid" gehouden. Deelnemers aan de bijeenkomst waren afkomstig van de Rijksoverheid (VWS, VROM), van regionale overheden (Provincies, GGD'en) en van het RIVM. Doel van de werkbijeenkomst was het bespreken van de door opdrachtgevers gewenste functionaliteit van monitoringssystemen in relatie tot de beschikbare methoden, informatiebestanden en onderzoeksmiddelen.

Het programma van de werkbijeenkomst voorzag in enkele presentaties over achtergronden van monitoring, de informatiebehoefte van de opdrachtgevers, ontwikkelingen in milieu, ruimte en gezondheidsonderzoek, effectindicatoren, en de functionaliteit van een monitoringsprogramma. Daarnaast was er, aan de hand van voorbeeld cases, een discussie over gewenste effectgroottes, en de consequenties van fout-positieve en fout-negatieve bevindingen. Voor de voorbeeld cases was een keuze gemaakt op basis van het werkterrein van de beide opdrachtgevers (VROM, VWS) van het RIVM, waarbij zowel milieukwaliteit gerelateerde als volksgezondheid gerelateerde cases zijn behandeld.

In de algemene discussie aan het einde van de workshop werd beklemtoond door zowel opdrachtgevers (VROM, VWS) en onderzoekers (RIVM, GGD'en) dat monitoringsprogramma's elk afzonderlijk dienen te worden getoetst aan criteria zoals die tijdens de workshop naar voren kwamen. Er werd onderkend dat een monitoringsinstrument selectief moet worden ingezet op het gebied van milieu en gezondheid. Per afzonderlijke situatie dient te worden aangegeven in hoeverre monitoring een reële, haalbare activiteit is om aan specifieke vragen en doelstellingen te beantwoorden.

Initiatiefnemers van monitoringsprogramma's kunnen zowel opdrachtgevers als opdrachtnemers zijn; van groot belang is dat tijdens de ontwerpfase tussen beiden overleg plaats vindt over de doelstellingen, de beoogde effectgrootte die het systeem moet detecteren, de haalbaarheid en de betrouwbaarheid van een monitoringsprogramma (kans op type-I of type-II fouten). Op basis hiervan kunnen weloverwogen beslissingen genomen worden over het wel of niet doorgaan van deze, veelal jaren durende, programma's.

## 1. INLEIDING

Al enkele jaren vinden binnen verschillende RIVM-projecten activiteiten plaats gericht op (methodiek-ontwikkeling voor) monitoring van blootstelling, lichaamsbelasting en gezondheidseffecten van milieucontaminanten in de Nederlandse bevolking. Monitoring wordt vaak gezien als het 'vinger aan de pols houden' of 'rookdetector' van processen op het gebied van milieu en/of gezondheid, waarbij de overheid graag op tijd op de hoogte wil worden gesteld van belangwekkende ontwikkelingen daarin. Veelal blijkt echter dat 'monitoring' op verschillende manieren geïnterpreteerd wordt: voor de een is het het gedetailleerd meten van bv. luchtverontreiniging met een zeer dicht meetnet, voor de ander is het eens in de vijf jaar bepalen van de CARA-prevalentie in een steekproef van de populatie, terwijl het voor weer een ander het bijhouden van relevante literatuur is. Ook internationaal is de behoefte aan monitoringsprogramma's groot (WHO, EU, CCEE), maar tegelijkertijd bestaat er grote verwarring over het begrip monitoring. Door het RIVM/CCM is daarom in 1996 het rapport "Monitoring of exposures, bodyburdens and health effects of environmental pollutants in the Netherlands" opgesteld. Hierin wordt aangegeven wat onder milieu-gezondheid-monitoring verstaan wordt, en worden enkele vormen van monitoring geïdentificeerd. Het rapport was het resultaat van een uitgebreide literatuurstudie naar bestaande monitoringssystemen, databanken en methodieken op dit terrein. Tevens werd de bruikbaarheid van beschikbare gegevensbestanden geëvalueerd. Geconcludeerd werd dat lopende monitoringsactiviteiten veelal een beperkte functionaliteit hebben door hun relatief geringe omvang en beperkte integratie van informatie. Ook werd vastgesteld dat voor het bepalen van functionaliteit, m.n. het vaststellen van de kritische effectomvang, interactie tussen opdrachtgever en onderzoekers versterkt dient te worden.

In 1996 is in het kader van de kennisbasis-definitie van het milieu-onderzoek tevens een project (266660) gestart dat beoogt de monitoring en diagnostiek van gezondheidseffecten van milieuverontreiniging verder te definiëren. Gezien de parallelle ontwikkelingen in milieu en volksgezondheidsonderzoek is daarom besloten in november 1996 een gezamenlijke werkbijeenkomst te beleggen met opdrachtgevers en onderzoekers. Doel van deze werkbijeenkomst was het bespreken van de door opdrachtgevers gewenste functionaliteit van monitoringssystemen in relatie tot de beschikbare methoden, informatiebestanden en onderzoeksmiddelen.

Het programma van de werkbijeenkomst (bijlage 1) voorzag in enkele presentaties over achtergronden van monitoring, de informatiebehoefte van de opdrachtgevers, over ontwikkelingen in milieu, ruimte en gezondheidsonderzoek, effectindicatoren, en de functionaliteit van een monitoringsprogramma. Daarnaast was er, aan de hand van voorbeeld cases, een discussie over gewenste effectgroottes, en de consequenties van fout-positieve en fout-negatieve bevindingen. Voor de voorbeeld cases was een keuze gemaakt op basis van het werkterrein van de beide opdrachtgevers (VROM, VWS) van het RIVM, waarbij zowel milieukwaliteit gerelateerde als volksgezondheid gerelateerde cases zijn behandeld.

De bijeenkomst vond plaats op het RIVM, op dinsdag 12 november 1996.

In dit rapport wordt verslag gedaan van deze werkbijeenkomst. In hoofdstuk 2 wordt een samenvatting gegeven van de voordrachten. De voorbeeldcases en de uitkomst van de middag-discussie over de verschillende cases is beschreven in hoofdstuk 3. De conclusies zijn beschreven in hoofdstuk 4.



## 2. SAMENVATTING VAN DE VOORDRACHTEN

### 2.1 Monitoring milieu en gezondheid; achtergronden, definitie, soorten monitoring, overwegingen bij opzetten monitoringssysteem (P. Fischer, RIVM/CCM)

#### Definitie van Milieu-Gezondheid-Monitoring

De algemene definitie van monitoring volgens Last (1988) luidt: Monitoring is ‘The performance and analysis of routine measurements, aimed at detecting changes in the environment or health status of populations’. Hierbij blijken twee aspecten van belang, nl. het routinematige karakter van het meten en verzamelen van data, en de analyse en interpretatie van de data. In het rapport ‘Monitoring of exposures, bodyburdens and health effects of environmental pollutants in the Netherlands’ is deze definitie uitgebreid tot een definitie van Milieu-Gezondheids-monitoring: Environmental health monitoring is ‘The routine measurement and collection of data, in combination with the analyses and interpretation activities required to produce information on (the distribution of) pre-defined indicators of exposures, body burdens and related health effects and public health impact of environmental pollution in the populations’ (Lebret, et.al., 1996)

Er zijn 5 typen van monitoring geïdentificeerd:

- A. Monitoring van de impact van specifieke (blootstellingen) situaties. Als voorbeeld kan genoemd worden de Gezondheidskundige Evaluatie Schiphol, waarin de eventuele nadelige gezondheidseffecten in de regio Schiphol door uitbreiding van Schiphol gemonitord worden.
- B. Monitoring van blootstellingen van de algemene populatie aan specifieke componenten. Voorbeeld hiervan is het ‘Bewakingsprogramma Mens, Voeding en Milieu’, waarin o.m. de lichaamsbelasting van organo-chloor verbindingen in moedermelk gevolgd wordt in de tijd.
- C. Monitoring van doelmatigheid van beleid. Als voorbeeld kunnen worden genoemd de Milieubalans, Milieuverkenningen en Volksgezondheids ToekomstVerkenningen die regelmatig door het RIVM worden uitgebracht.
- D. Monitoring van milieu-gerelateerde ziekten in de algemene populatie. Binnen Nederland zijn, afgezien van de jaarlijkse vragenlijstonderzoeken naar o.a. ervaren gezondheid en hinder, geen monitoringsactiviteiten op dit gebied geïdentificeerd.
- E. Monitoring van meta-informatie. Hierbij worden eventuele trends in de wetenschappelijke literatuur gesignaleerd en geëvalueerd op hun belang voor de relatie milieuverontreiniging en volksgezondheid. Voorbeelden hiervan zijn het CONTO-overleg, waarin deskundigen vanuit milieu- en gezondheidsdisciplines relevante literatuur beoordelen op haar informatiewaarde (zie ook 2.2).

Uit evaluatie van bestaande monitoringssystemen en registraties bleek dat informatie over blootstellingen van de Nederlandse populatie aan milieuverontreinigingen werd geïnventariseerd door de Coördinatie-Commissie voor Metingen in het Milieu (CCRX, in 1996 opgeheven). Informatie over lichaamsbelastingen wordt vergaard binnen het onderzoeksprogramma 'Bewakingsprogramma Mens, Voeding en Milieu'. Informatie over gezondheidsindicatoren van de Nederlandse populatie wordt verzameld door meerdere instanties, elk met haar specifieke taken (o.a. CBS, SIG, LMR, LKR, LNR, TNO). Wat opvalt aan de bestaande databestanden en registratiesystemen is dat de informatie verzameld wordt enerzijds aan de blootstellingskant of anderzijds aan de gezondheidskant; er is ons geen enkel databestand of registratiesysteem bekend dat beide aspecten integreert. De functionaliteit van deze systemen t.b.v. milieu-gezondheid-monitoring is dan ook onvoldoende.

Een belangrijke constatering was bovendien dat er momenteel bij het opstellen van monitoringsactiviteiten beperkte interactie is tussen de ontwerper van het systeem en de gebruiker/afnemer. Belangrijke a priori vragen als 'welke verandering moet het systeem kunnen detecteren', 'naar welke gezondheidskenmerken kijken we', 'wat zijn de kosten van een systeem met bepaalde omvang en gevoeligheid' en 'hoe betrouwbaar moeten de uitspraken t.a.v. veranderingen zijn' worden daardoor veelal niet gesteld, waardoor de functionaliteit van een systeem onvoldoende gedefinieerd is.

De conclusie van het rapport "Monitoring of exposures, bodyburdens and health effects of environmental pollutants in the Netherlands" is dat de huidige monitoringsactiviteiten in Nederland slechts beperkte functionaliteit hebben.

## **2.2 Informatiebehoefte vanuit het Milieuperspectief (D. Jung, VROM/DGM)**

Het verkrijgen van gegevens is niet een op zichzelf staande activiteit. Informatie krijgen heeft slechts zin wanneer er met de informatie iets gedaan wordt t.b.v. het beleid. In het project 'Cumulatie van milieurisico's en de relatie milieu en gezondheid' (CUMU) is veel informatie verkregen op het gebied van milieu en gezondheid. Aanleiding van het project waren de studie naar Sociaal-Economische Gezondheidsverschillen van het Ministerie van VWS, de 'arme wijken' problematiek in de VS en het programma 'Health for All' van de WHO. Doelstellingen van CUMU zijn het verkrijgen van inzicht in de cumulatie van milieurisico's, een landelijk totaalbeeld hiervan geven, inclusief geografische verdelingen, en de relatie milieu en gezondheid nader in kaart te brengen. Resultaat van het project zijn kaarten van Nederland met de weergave van humane risico's. De conclusie van het project is dat op vele plaatsen in Nederland sprake is van een hoge cumulatie van milieurisico's en dat er landelijk gezien een risico 'deken' over Nederland ligt. Het was niet mogelijk om onderscheid te maken in milieurisico's op gedetailleerd (lokaal) niveau. Het is niet waarschijnlijk dat de waargenomen (ruimtelijke) gezondheidsrisico's overwegend bepaald zijn door milieufactoren.

Monitoringsactiviteiten vanuit het milieuperspectief kunnen in principe plaatsvinden op 3 niveaus: emissies, milieukwaliteit en effecten. Het huidige uitgangspunt is dat met handhaving van emissie- en milieukwaliteitsdoelstellingen gezondheidseffecten worden voorkomen. Deze hoeven dus niet gemonitord te worden, maar kennis over gezondheidseffecten in relatie tot het milieu is medebepalend bij de formulering van beleid t.a.v. de milieukwaliteit, o.m. via normstelling. Hierbij biedt identificatie van de witte vlekken op het gebied van gezondheidseffecten en het gericht aanpakken van deze vlekken meer winst dan het opzetten van grote monitoringsprogramma's. DGM is dan ook meer geïnteresseerd in het opsporen van milieuproblemen (diagnose) dan in monitoring. Nieuwe inzichten bieden dan weer mogelijkheden om normen en beleid aan te passen. Gerichte onderzoeksactiviteiten naar de relatie tussen milieukwaliteit en effecten zijn dan belangrijker dan jarenlange meetcampagnes. Monitoren van gezondheidseffecten wordt niet als taak van DGM beschouwd.

### **2.3 Informatiebehoefte vanuit het Volksgezondheidsperspectief (J. Pieters, VWS/IGZ)**

De primaire doelstelling van de Inspectie Gezondheidszorg (IGZ) is de bescherming van de volksgezondheid tegen nadelige effecten. Afgeleide doelstellingen hierbij zijn: 'hoe is het gesteld met de volksgezondheid', 'wat voor effecten heeft beleid gehad' en 'welke individuele gezondheidsbescherming is er (geldt vnl. voor arbeidsomstandigheden)'.

De volgende overwegingen spelen een rol bij de keuze van een monitoringsprogramma:

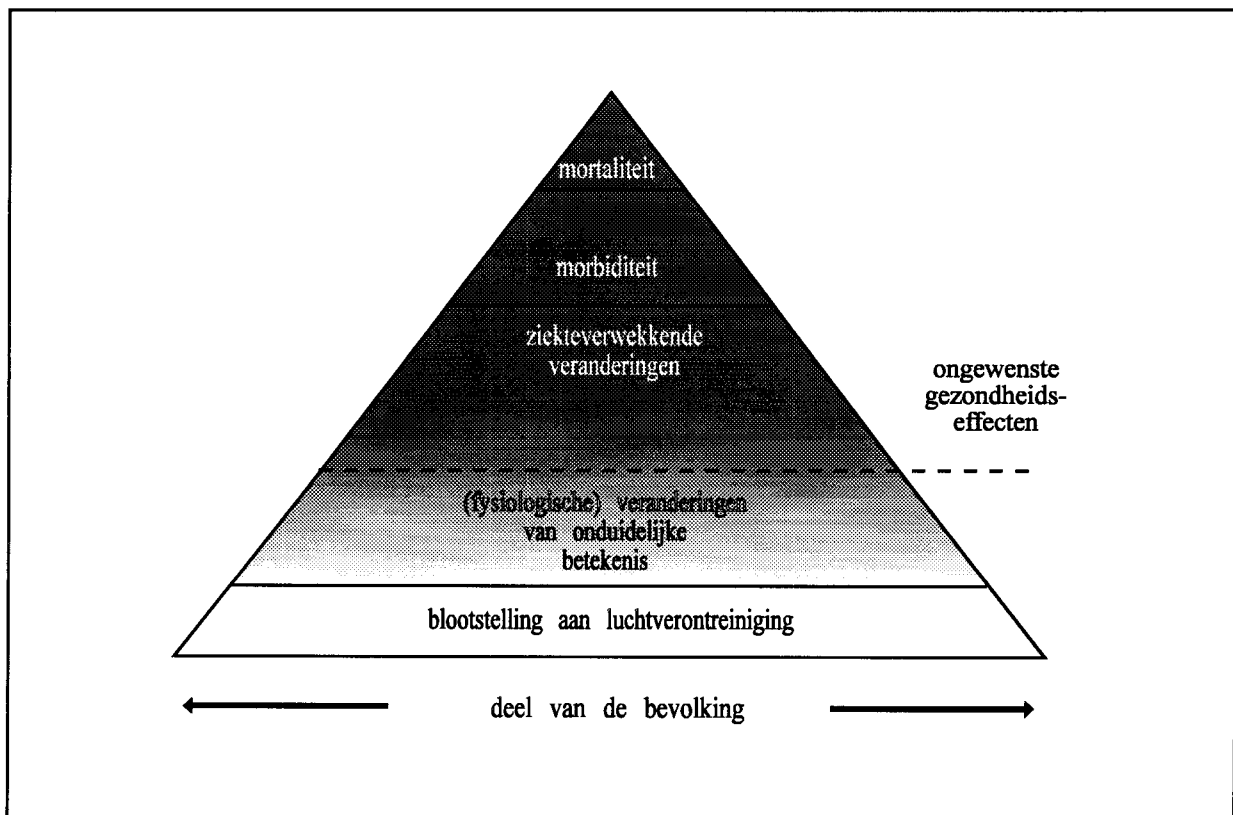
- de relatie tussen het agens en het effect, m.a.w. is er sprake van causaliteit. De informatie hierover zal vaker niet dan wel aanwezig zijn.
- de spreiding en de concentratie van de stof in het milieu, m.a.w. waar en in welk medium, en in welke hoeveelheden komt de verontreiniging voor. Ook hierover is de informatie vaak gebrekkig.
- de ernst en de omvang van het effect, m.a.w. is er sprake van een hoog Populatie Attributief Risico (PAR)
- is er een interventieperspectief, en wat is dan de potentiële gezondheidswinst.

De missie van de Inspectie is het verschaffen van inzicht in en het toezicht op de staat van de volksgezondheid. Hierbij ligt het hoofddaccent op signalering. Er is de afgelopen decennia een enorme toename opgetreden in het werkterrein van de Inspectie. Was er vroeger 'slechts' informatie voorhanden over infectieziekten of een beperkt aantal doodsoorzaken, momenteel bestaan er ca. 163 gezondheids(zorg)-registratiesystemen.

Milieucontaminanten is een van de vele aandachtsgebieden van IGZ. Als voorbeeld kan worden genoemd de participatie in het zgn. 'Contaminantenoverleg' (CONTO), waarvan het voorzitterschap en het secretariaat door IGZ gevoerd worden. In het CONTO-overleg worden nieuwe wetenschappelijke signalen over de relatie milieu - gezondheid op hun merites beoordeeld. Criteria hierbij zijn wetenschappelijke waarde, (potentiële) betekenis voor de volksgezondheid, publieksbeleving en beleidsrelevantie.

#### 2.4 Ontwikkelingen in Milieu, Ruimte en Gezondheid waar een monitoringssysteem op toegesneden moet zijn (F. Langeweg, RIVM/SB5)

De relatie tussen milieu en gezondheid is voor een groot aantal situaties onduidelijk c.q. onbekend. Over het algemeen zijn milieuverontreinigingen goed objectief te meten. Een beschrijving van de mate van blootstelling aan milieuverontreiniging en de bijbehorende gezondheidseffecten wordt beschreven in de zgn. ATS-piramide (figuur 2.1), (ATS, 1985)



Figuur 2.1. ATS piramide

De basis van de piramide bestaat uit de totale populatie die wordt blootgesteld aan milieuverontreiniging, zonder daar aantoonbare gezondheidseffecten van te ondervinden, terwijl de top van de piramide bestaat uit een klein gedeelte van de populatie met ernstige, maar zeer specifieke, gezondheidseffecten. Al naar gelang men in de ATS-piramide van blootstelling naar effect hogerop komt, wordt het vaststellen van de gezondheidsschade steeds moeilijker. Zo is de geluidsbelasting rondom Schiphol uitstekend in kaart te brengen (letterlijk), maar welke effecten dit tot gevolg heeft is onduidelijk. Vaak is bovendien onduidelijk wat de gezondheidkundige betekenis van norm-overschrijding is. Ook is onduidelijk hoe bepaalde lichaamsbelastingen van milieuverontreiniging gewaardeerd moeten worden. Wat betekent bijvoorbeeld een tijdelijke 5% daling in longfunctie tijdens smog? Dus de kennis over de bijdrage van exogene determinanten aan belangrijke aandoeningen is beperkt. Daarnaast is het de vraag of gezondheid uitgedrukt moet blijven worden in 'ziekten', of dat ook andere, geaggregeerde indicatoren hierbij betrokken moeten worden, waarbij ook kwaliteit van leven, (gezonde) levensverwachting en ervaren gezondheid etc. moeten worden meegewogen. Het aandeel van milieuverontreiniging in deze aspecten is nog onduidelijker. Nieuwe maten/indicatoren zoals de Disability Adjusted Life Years (DALY) kunnen behulpzaam zijn in het verdisconteren van bv. psychosociale aspecten in het begrip gezondheid. In het World Development Report wordt geschat dat wereldbreed 15%-30% van verloren dalys/1000 door milieu-invloeden wordt veroorzaakt. Hierin zit echter ook voeding, ongevallen etc. en dan vooral in de 3e wereldlanden. In de westerse landen wordt slechts 5% van de verloren dalys door milieufactoren veroorzaakt, waarvan 1% door milieuverontreiniging (luchtverontreiniging).

Misschien moeten we in het denken over de relatie milieu - gezondheid meer ruimte geven aan het begrip welzijn i.p.v. aan individuele ziekten, of gezondheid. In het begrip welzijn zitten ook aspecten als natuurlijk kapitaal, gebouwd kapitaal, werk, mobiliteit, scholing, rijkdom etc. Milieu en ziekte is hier een onderdeel van, maar uiteindelijk gaat het om de afweging van alle factoren. En tenslotte leidt dit misschien tot een geaggregeerde "Geluks-index".

Konkluderend kan gezegd worden dat gezondheid slechts een onderdeel is van het welzijn. Bij de afweging hoe onze maatschappij in te richten ter verbetering van ons welzijn, dient gezondheid afgezet te worden naast andere onderdelen van geluk, zoals opleiding, mobiliteit, infrastructuur, communicatie etc. Het aspect milieuverontreiniging is hiervan slechts een klein onderdeel. Dit wil niet zeggen dat monitoring als preventieve maatregel niet zinvol kan zijn, (bijv. om gevoelige groepen te beschermen), maar dat bij de afweging waar de middelen aan te wenden, er een afweging moet plaatsvinden tussen meerdere factoren dan milieu en ziekte alleen.

## 2.5 Graadmeters/indicatoren (A.E.M. de Hollander, RIVM/CCM)

Graadmeters om de effecten van milieuverontreiniging op de volksgezondheid te beschrijven, kunnen op verschillende niveaus in de keten van blootstelling tot effect betrekking hebben. Bij graadmeters voor milieu- en gezondheidsverkenningen worden de volgende categorieën gehanteerd: *blootstelling*, *lichaamsbelasting*, *structurele of functionele veranderingen van onduidelijke gezondheidkundige betekenis* (meestal binnen de 'normale' biologische variatie), potentieel *ziekteverwekkende veranderingen*, attributieve *morbiditeit* en *mortaliteit* (vergelijk ATS-piramide vorige presentatie). De benadering volgt het volksgezondheidsmodel uit de gezondheidsverkenning, waarin de gezondheidstoestand de resultante is van de gezamenlijke inwerking van exogene factoren (milieu, leefstijl, sociaal) op de endogene eigenschappen van het individu. De laatste eigenschappen kunnen erfelijk of verworven zijn, denk aan lichamelijke conditie, of verminderde longfunctie als gevolg van (vroegere) aandoeningen of blootstellingen (roken, beroep).

Van ziekte en sterfte zijn statistieken beschikbaar. Echter ziekte en sterfte zijn vrijwel nooit specifiek voor blootstelling aan milieufactoren. Sterker nog, ongezondheid wordt in Nederland voornamelijk bepaald door leefstijl in samenhang met sociaal-economische status<sup>1</sup>. De invloed van milieufactoren bevindt zich waarschijnlijk meestal in de 'ruis'. Blootstelling daarentegen kan meestal wel specifiek voor bepaalde milieufactoren in kaart gebracht worden. Hier speelt echter het probleem dat volledige en betrouwbare gegevens over het verband tussen blootstelling en respons meestal ontbreken. De conclusie is dus hoe verder in de keten, hoe groter de gezondheidkundige betekenis; maar helaas geldt ook: hoe verder in de keten, hoe minder specifiek voor milieuverontreiniging.

Uit oogpunt van beleid ter bescherming van de gezondheid ligt monitoring van blootstelling en belasting het meest voor de hand. Beleid kan dan geëvalueerd worden aan de hand van de mate waarin de (verdeling van de) blootstelling van de bevolking aan gezondheidsschadelijke milieufactoren zich ontwikkeld. Monitoring van specifieke gezondheidseffecten biedt die mogelijkheden niet, afgezien van enkele uitzonderingen zoals hinder en risicobeleving. Tot slot wordt gewezen op de mogelijkheden van geografische informatiesystemen om belasting met verschillende typen van milieudruk ruimtelijk in kaart te brengen. Is er sprake van opeenstapeling van ongunstige milieu-omstandigheden in bepaalde stedelijke gebieden? Denk aan lucht- en bodemverontreiniging, geluid, onveiligheid, of hoge dichtheden van kwalitatief slechte woningen. Wie wonen daar? Blijven mensen met geringere inkomens en opleiding er achter? Wat is het effect hierop van verschillende verstedelijkings- of inrichtingsvarianten? Afstemming en integratie van de beleidsterreinen volkshuisvesting, ruimtelijke ordening en milieu zijn wellicht meer gediend met dergelijke ruimtelijke analyses dan met een nauwkeurige schatting van de blootstelling aan een (proefdier)carcinogeen.

---

<sup>1</sup> Naast endogene, minder beïnvloedbare factoren als erfelijke opmaak en leeftijd.

## **2.6 Functionaliteit, omvang en gevoeligheid van een monitoringsprogramma. (E. Lebret, RIVM/CCM)**

De functionaliteit van een monitoringsprogramma zegt iets over de mate waarin het programma bruikbaar is om vooropgestelde doelen te bereiken. Aspecten die hierbij een rol spelen zijn bv. de minimale effectgrootte die gedetecteerd dient te kunnen worden; de (on)betrouwbaarheid van de uitspraken op basis van het programma en de kosten verbonden aan het programma.

Monitoringsprogramma's kunnen met verschillende doelen worden opgesteld: Enkele voorbeelden zijn: veranderingen in gezondheidstoestand of blootstelling aan milieuverontreiniging in de tijd volgen, ruimtelijke verschillen in gezondheid of blootstelling 'in kaart brengen', veranderingen vastleggen t.g.v. implementatie van beleid, of het tijdig oppikken van nieuwe signalen in gezondheid en milieu. Behalve dat het doel van het programma duidelijk moet zijn, dient ook bekend te zijn welke omvang van de verandering met een programma kan of dient te worden gedetecteerd. Dit hangt enerzijds af van de biologische/klinische betekenis die men aan een eventueel gezondheidseffect hecht, of aan de ecologische/maatschappelijke impact van een verandering in de milieusituatie, anderzijds van de statistische zeggingskracht waarmee men bepaalde veranderingen kan beschrijven. Belangrijk hierbij is dat bekend is wat de kans op fout-positieve en fout-negatieve conclusies is. Bij een fout-positieve conclusie wordt ten onrechte een trend of situatie als ongunstig afwijkend beoordeeld. Dit kan onterecht onrust bij de bevolking veroorzaken en/of onterecht kostbaar vervolgonderzoek noodzakelijk maken. Bij een fout-negatieve conclusie wordt ten onrechte een trend of situatie niet als ongunstig afwijkend beoordeeld. Hierdoor kunnen ongewenste effecten in de bevolking of in het milieu blijven optreden omdat er geen draagvlak bestaat voor geïnitieerd beleid. Bij het ontwerp van het monitoringssysteem moeten de (maatschappelijke) consequenties van fout-positieve en fout-negatieve bevindingen van tevoren afgewogen worden. Grootte van de te onderzoeken populatie en te hanteren statistische overschrijdingskansen hangen hier mee samen. Wetenschappelijke criteria kunnen hiervoor niet gehanteerd worden.

### 3. DISCUSSIE IN GROEPEN: EFFECTGROOTTE, VOORSPELLENDE WAARDE, CONSEQUENTIES VAN FOUT POSITIEVE/NEGATIEVE BEVINDINGEN VOOR VOORBEELD CASE(S)

Na de lunch werden de deelnemers verdeeld in 6 groepen, en werden 4 cases (zie bijlagen) besproken. Doel van de middag was om aan de hand van voorbeeldcases de wenselijkheid en functionaliteit van verschillende monitoringssystemen te bespreken. Hierbij dienden ook overwegingen van fout-positieve en fout-negatieve bevindingen aan de orde te komen. De cases waren zodanig gekozen dat ze het werkterrein van beide opdrachtgevers bestreken. Hieronder volgen per case de algemene antwoorden. Mede door de verschillen in achtergronden van de deelnemers waren er per case zeer uiteenlopende meningen; groep(en) of individuele deelnemers kunnen dus van deze algemene antwoorden afwijkend zijn.

#### 3.1 Case 1: Longkankerincidentie en PAK in de buitenlucht

- PAK's (Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen) worden o.a. door het (diesel)verkeer in de lucht geëmitteerd. PAK's worden als potentieel carcinogeen gezien, en kunnen longkanker veroorzaken. Inhalatoire PAK's zijn voor de gezondheidseffecten van groter belang dan de dermaal en oraal opgenomen PAK's.
- Voor de buitenlucht wordt Benzo(A)Pyreen (BaP) als 'gidsstof' en als belangrijkste carcinogeen gezien. In het Criteriadocument PAK's uit 1989 worden als grenswaarde en richtwaarde voor BaP  $1 \text{ ng/m}^3$  en  $0,5 \text{ ng/m}^3$  resp. gehanteerd. De grenswaarde is gebaseerd op het MTR van 1 longkankergeval per  $10^6$  levenslang blootgestelden per jaar. In Nederland is het achtergrondniveau  $0,5 \text{ ng/m}^3$ . In straten met veel verkeer in steden wordt de grenswaarde echter regelmatig overschreden met concentraties tot  $5 \text{ ng/m}^3$ . Dit leidt volgens gangbare risicoschattingen tot extra longkankergevallen.
- Aannemende dat ca. 1 miljoen mensen zijn blootgesteld aan  $5 \text{ ng/m}^3$  BaP is de verwachting dat in deze groep van stedelingen jaarlijks 5 ( $5 \times 10^{-6} \times 10^6$ ) extra longkankergevallen zullen optreden; in de rest van Nederland ontstaan t.g.v. blootstelling aan BaP jaarlijks 7 ( $0,5 \times 10^{-6} \times 14 \cdot 10^6$ ) extra longkankergevallen. Het totaal aantal longkankersterftes t.g.v. andere blootstellingen (vnl. roken) in Nederland is 8200.
- Door het toenemende volume van het autopark wordt verwacht dat de BaP concentraties in Nederland de komende jaren(decennia) nog zal toenemen; echter door technische maatregelen of door het autogebruik onaantrekkelijk te maken kan de toename wellicht beperkt worden.

Vraag:

1. Vind ik het als Overheid nodig om op basis van deze verwachte lonkankerincidentie monitoringsactiviteiten te laten uitvoeren?
2. Zo ja, hoe zou de PAK-problematiek het beste gemonitord kunnen worden



- ad. 1. Het huidige aantal longkankersterftes t.g.v. blootstelling aan de buitenlucht wordt geschat op 12. T.o.v. de 8200 longkankergevallen jaarlijks is dit laag. Het risico voor bewoners van drukke verkeersstraten is echter onaanvaardbaar hoog 5x hoger dan het Maximaal Toelaatbaar Risico. Hier doet zich dus het dilemma voor dat puur op basis van volksgezondheidsoverwegingen we te maken hebben met een marginaal probleem, maar dat daarentegen milieuhygiënisch normen sterk worden overschreden.
  
- ad. 2. Monitoren van de PAK-problematiek kan in theorie op verschillende manieren:
  1. Volgen van de trend in longkankerincidentie. Het probleem is echter dat we te maken hebben met een relatief lange latentietijd (enkele 10-tallen jaren), en een relatief hoge basisprevalentie van longkankersterfte waardoor er zeer veel PAK-longkankergevallen bij moeten komen om een verschil in longkankersterfte te kunnen signaleren. (Stel dat de natuurlijke variatie in het aantal longkankersterften een standaarddeviatie van 100 heeft, dan zouden we pas bij een toename met 200 longkankergevallen kunnen spreken van een statistisch significante toename). Hiertoe zou bv. de PAK-concentratie met een factor 20 over geheel Nederland moeten toenemen.
  2. Meten van PAK-derivaten in urine/bloed. Voordeel van het meten van PAK-derivaten is, dat snel een verandering kan worden aangetoond. De meeste methoden voor het meten van PAK-derivaten beschrijven de totale lichaamsbelasting door PAK. Huidige biomarkers hebben echter onvoldoende onderscheidend vermogen om verschillen in blootstelling te detecteren zoals die in de buitenlucht voorkomen. Methoden specifiek gericht op inhalatoire blootstelling dienen nog nader ontwikkeld te worden.
  3. Het meten van PAK in de buitenlucht. Het meten van PAK is in het Landelijk Meetnet Luchtkwaliteit niet standaard opgenomen. Daarom dient of het meetnet te worden uitgebreid met PAK-metingen, of kunnen campagne-gewijs metingen worden uitgevoerd om de PAK-niveaus in de buitenlucht te monitoren.
  4. Modelmatig de lichaamsbelasting in de bevolking schatten op basis van PAK-niveaus via verschillende toevoerwegen (buitenlucht, binnenlucht, deelname aan het verkeer, voedsel, huidopname) .

Over het nut van monitoringsactiviteiten in relatie tot de PAK-problematiek verschilden de groepen sterk van mening. Meningeën varieerden van ‘zeker niet doen’ via ‘politieke overwegingen (gelijkheidsbeginsel, prioritaire stof) tot ‘als overheid moet je bij overschrijding van het MTR iets doen’. Het monitoren van de longkankerincidentie in relatie tot PAK’s werd als zinloos gekenschetst gezien de multicausaliteit van longkanker. Van degenen die PAK-concentraties in de buitenlucht wilden (blijven) monitoren diende de mate waarin, en de frequentie waarmee dit minimaal diende te geschieden, kritisch bekeken te worden. Ook werd opgemerkt dat de risicobeleving in de bevolking rondom PAK’s voldoende reden kon zijn om PAK’s concentraties te blijven monitoren. Het bepalen van persoonlijke blootstelling en van gevoelige groepen werd eveneens opgemerkt als mogelijke diagnose-activiteit; alhoewel dit wel vooraf diende te gaan door een kritische evaluatie over het hoe, hoeveel en wat. Uit kostenoverwegingen werd voorgesteld meetcampagnes te combineren met modelmatige berekeningen.

### 3.2 Case 2: Monitoren van de longfunctie als effectindicator voor luchtverontreiniging

- Veelvuldig is aangetoond dat luchtverontreiniging de longfunctie negatief beïnvloedt. Na een luchtverontreinigingsepisode met bv. verhoogde O<sub>3</sub> niveaus, zijn de longfunctieniveaus van schoolkinderen gedurende enkele dagen verlaagd. Regelmatig voorkomen van deze episodes zou misschien kunnen leiden tot chronische effecten op de longfunctie.
- Het monitoren van longfunctie geeft een indruk van het verloop van de respiratoire gezondheid van de populatie, waarbij een eventuele verandering gerelateerd kan zijn aan een verandering in het luchtverontreinigingsmengsel (samenstelling of concentraties). Daarnaast spelen echter ook veel andere factoren (binnenmilieu, atopie, roken, voeding etc.) een rol. Het meten van longfuncties kan vrij eenvoudig op redelijk grote schaal.

#### Vraag

1. Door het meten van longfuncties in (delen van) de Nederlandse populatie, wordt inzicht verkregen in de respiratoire gezondheid. Luchtverontreiniging is een van de vele verklarende factoren. Vindt de Overheid het van belang om zulk een eenvoudig meetbaar, maar weinig specifieke gezondheidsmaat te monitoren ?
2. Welk signaal (effectgrootte) dient te worden “opgepikt” ?  
Hierbij spelen overwegingen van significantie, statistische power en biologische betekenis van een effect een rol.

- ad. 2. *Significantie* ( $\alpha$ ) gaat over de kans dat men **onterecht** zegt dat er **wel een trend** is (er wordt gesproken van een ‘type 1 fout’ of van een fout-positief resultaat als dit optreedt).

*Statistische Power* of zeggingskracht gaat over de kans dat men een effect, als het er is, ook kan aantonen.

*1-Power* ( $\beta$ ) is dus de kans dat men **onterecht** zegt dat er **geen** effect is (er wordt gesproken van een ‘type 2 fout’ of van een fout-negatief resultaat als dit optreedt).

Vaak worden in wetenschappelijk onderzoek de  $\alpha$  op 0,05 en de  $\beta$  op 0,2 of 0,1 gesteld. Een kleine  $\alpha$  betekent een kleine kans dat een waargenomen verschil op toeval berust, terwijl een kleine  $\beta$  betekent dat de kans dat een effect gemist wordt klein is. De effectgrootte, het aantal te onderzoeken mensen en  $\alpha$  en  $\beta$  zijn onderling aan elkaar gerelateerd. Bij een gegeven grootte van de onderzoekspopulaties en effectgrootte leidt een kleinere  $\alpha$  tot een grotere  $\beta$  en vice versa.

Wanneer er een keuze wordt gemaakt voor een grote kans op detectie, zal men  $\alpha$  vergroten en de  $\beta$  verkleinen. Wil men pas gaan alarmeren bij grote zekerheid dat er inderdaad sprake is van een effect, dan zal men de  $\alpha$  verkleinen. Wil men zeker weten dat er inderdaad niets aan de hand is, dan zal men kiezen voor een kleine  $\beta$ .

Op basis van wetenschappelijke inzichten kan voor monitoring niet zondermeer een keuze worden gemaakt over effectgrootte,  $\alpha$  en  $\beta$ .

Hieronder volgt een tabel met het benodigde aantallen kinderen dat in het kader van een monitoringsprogramma jaarlijks gemeten moet worden om een gemiddelde afname in de longfunctie (bv. het FEV<sub>1</sub>) op groepsniveau van resp. 1%, 3% en 5% te kunnen detecteren.

*Tabel 3.1 Benodigd aantal kinderen met longfunctiemetingen om verschillen in gemiddelde longfunctieniveaus van 1, 3 en 5% te detecteren, bij verschillende  $\alpha$  en  $\beta$ .*

	$\beta=0,01$			$\beta=0,20$			$\beta=0,50$		
	$\alpha$			$\alpha$			$\alpha$		
	0,01	0,05	0,20	0,01	0,05	0,20	0,01	0,05	0,20
Vershil									
1%	7510	5742	4068	3650	2453	1409	2074	1201	514
3%	835	638	452	406	273	157	231	134	58
5%	301	230	163	146	99	57	83	49	21

M.a.w., wanneer er jaarlijks ca. 6000 kinderen worden gemeten, kan met grote zekerheid ( $\beta=0,01$ ) een longfunctiedaling van 1% gedetecteerd worden, de kans dat zulk een gemeten daling toeval is, is minder dan 5%. Minder kinderen meten betekent dat er slechts grotere verschillen kunnen worden gedetecteerd, of dat de  $\alpha$  en  $\beta$  toenemen. Een hogere  $\alpha$  betekent dat de opdrachtgever eerder genoeg neemt met een fout-positief signaal; een hogere  $\beta$  betekent dat de opdrachtgever er minder bezwaar tegen heeft als er een longfunctiedaling van  $x\%$  gemist wordt.

Wanneer 1% longfunctiedaling als (biologisch, gezondheidskundig of beleidsmatig) niet-relevant wordt beschouwd, kan met een jaarlijkse meetactiviteit bij minder dan 1000 en, afhankelijk van de keuzen minder dan 500 kinderen volstaan worden.

Ook hier varieerden de antwoorden op de vraag of het monitoren van longfunctie in relatie tot luchtverontreiniging zinvol was. Tegenstanders van longfunctiemetingen wezen op de aspecificiteit van de gezondheidsmaat in relatie tot blootstelling aan luchtverontreiniging. Anderen gaven aan dat mits alle mogelijke confounders voldoende in kaart konden worden gebracht, het regelmatig meten van longfuncties in (grote) populaties, evt. alleen bij risicogroepen, wel degelijk informatie kon geven over de mate waarin luchtverontreiniging van invloed is op de veranderingen in de longfuncties. De kosten van zo'n programma zouden afgewogen moeten worden t.o.v. de kosten van een luchtkwaliteitsmeetprogramma, waaruit dus alleen gegevens over blootstelling afgeleid kunnen worden. Over het signaal dat dan zou moeten worden opgepakt verschilden de meningen ook. Onduidelijk bleef welke afname in longfunctie als biologisch relevant diende te worden beschouwd; ook werd er opgemerkt dat de beschikbare middelen vaak de groepsomvang bepalen.

### **3.3 Case 3: Hinder door milieuverontreiniging rond Schiphol**

- De milieusituatie rond Schiphol zal de komende jaren veranderen i.v.m. de aanleg van een vijfde baan. Naar verwachting zal de geluidsbelasting in bepaalde gebieden toenemen, in andere gebieden zal de geluidsbelasting afnemen. De totale milieubelasting in het hele gebied dient echter gelijk te blijven (toestand in 2003=toestand 1990). De overheid wil een monitoringssysteem opzetten om de gezondheidstoestand van de bevolking bij de veranderende omstandigheden te kunnen bewaken. Een van de te monitoren indicatoren is hinder.

Hinder wordt gemeten m.b.v. een vragenlijst. In het kader van monitoring wordt gedacht aan het over meerdere jaren (bijvoorbeeld 5) herhalen van een enquête onder een steekproef van de populatie in de regio Schiphol. Parallel daaraan dient de geluidsbelasting bepaald te worden. Potentiële uitkomsten van monitoring zijn:

Geluidsbelasting	Percentage gehinderden
↑↑	↑↑
↑↑	-
↑↑	↓↓
-	↑↑
-	-
-	↓↓
↓↓	↑↑
↓↓	-
↓↓	↓↓

↑↑ toename  
 - gelijk blijven  
 ↓↓ afname

- Van al deze mogelijk uitkomsten kan worden nagegaan wat de consequenties zijn in termen van  $\alpha$  en  $\beta$  fouten. De eerste uitkomst (toename in hinder en toename in geluidsbelasting) zou het beleid als ongewenst kunnen beschouwen en kan aanleiding geven tot beleidsopties en mitigerende maatregelen. Er zou bijvoorbeeld besloten kunnen worden om een van de banen van Schiphol te sluiten omdat de toename in hinder niet acceptabel wordt gevonden. Als de kans dat er onterecht een toename in hinder gemeten wordt echter groot is ( $\alpha$ =kans op type 1 fout=groot) dan is de kans ook groot dat onterecht maatregelen worden genomen met alle financiële gevolgen van dien. De interpretatie van de vijfde uitkomst (geen toename in hinder en geluidsbelasting) kan zijn dat er geen effect is. Deze uitkomst kan echter ook het gevolg zijn van een 'type 2' fout, wanneer gekozen is voor een kleine 'power' (d.w.z.  $1-\beta$  is klein,  $\beta$  is groot). Er wordt dus geconcludeerd dat geen actie nodig is terwijl de kans dat er een effect gedetecteerd wordt klein is. Ook deze constatering is ongewenst, niet in economisch/financiële zin maar wel t.a.v. de bescherming van de volksgezondheid. Per uitkomst moet dus bekeken worden wat daarvan de consequenties zijn, met welke zekerheid je een effect wilt opsporen en hoe ongewenst het is als het effect dat wordt aangetoond onterecht is.
- Tabel 3.2 geeft een rekenvoorbeeld waarin wordt aangegeven wat het effect is van de keuze van diverse  $\alpha$ 's en  $\beta$ 's op het aantal personen waarbij hinder gemeten moet worden. In dit rekenvoorbeeld is uitgegaan van een basisprevalentie van hinder van 12% en het tweezijdig toetsen (d.w.z. zowel een toename als afname van hinder te detecteren).
- De hier genoemde overwegingen zijn afhankelijk van de ernst en de omvang van het effect. In dit voorbeeld gaat het er dus o.a. om hoe ernstig/onacceptabel men een toename in hinder vindt in combinatie met de omvang van de hinder in de populatie.

- Wanneer er sprake is van gezondheidseffecten die minder ernstig/bedreigend geacht worden, of bij weinig mensen voorkomen kan overwogen worden om een grotere  $\alpha$  te kiezen. Als er beslissingen moeten worden genomen met grote consequenties (sluiten luchthaven) of als een effect optreedt bij grote aantallen mensen, is het wellicht raadzaam om een kleinere  $\beta$  te kiezen. Van de Nederlandse bevolking zegt 12% hinder te ondervinden van vliegverkeer (TNO, 1994); dit zijn 1.860.000 mensen. Een toename van 10% (13,2% gehinderden) betekent een totaal aantal gehinderden van 2.046.000. Ten behoeve van de iMER is berekend dat het totaal aantal ernstig gehinderden ( $\geq 20$  jaar) 159.340 is (Staatsen e.a., 1993). Een toename van 10% betekent in totaal ongeveer 175.275 ernstig gehinderden.

Vragen:

1. Welke consequenties/maatregelen kan de overheid aan de potentiële uitkomsten van monitoring van hinder verbinden?
2. Welke  $\alpha$ 's en  $\beta$ 's vindt de overheid acceptabel/wenselijk voor de (verschillende) consequenties van het monitoren van hinder, gezien de ernst/omvang van dit probleem?  
N.B. In tabel 1 wordt een indicatie gegeven van de omvang van de monitoring bij diverse  $\alpha$ 's en  $\beta$ 's.

*Tabel 3.2  
Aantal te monitoren personen bij verschillende  $\alpha$ 's en  $\beta$ 's bij een hinder prevalentie van 12%*

effect-grootte t.o.v. 12% hinder prevalentie	$\beta$												
	0.01			0.05			0.10			0.50			
	$\alpha$			$\alpha$			$\alpha$			$\alpha$			
	0.01	0.05	0.10	0.01	0.05	0.10	0.01	0.05	0.10	0.01	0.05	0.10	
2%	891580	680632	582879	658600	479294	397873	551024	388228	315328	246169	142071	99468	
5%	144469	110289	94449	106717	77664	64470	89286	62907	51095	39887	23020	16117	
10% <sup>2</sup>	36867	28145	24103	27233	19819	16452	22784	16053	13039	10178	5874	4112	
25%	6250	4772	4087	4616	3360	2789	3861	2721	2210	1724	995	697	
50%	1701	1299	1113	1256	914	759	1050	740	602	468	270	189	

<sup>2</sup> Een effectgrootte van 10% betekent een toe- of afname in hinder van 12% naar respectievelijk 13,2 of 10,8%.

Er werden verschillende mogelijkheden genoemd om hinder van vliegverkeer in het algemeen te minimaliseren, zoals technische verbeteringen aan de vliegtuigen, kritische toewijzing van aanvliegroutes, volumebeheersing etc.

De benadering op basis van  $\alpha$ 's en  $\beta$ 's om onderzoek op te zetten varieerde van een zeer kleine  $\alpha$  ("we willen het zeker weten") en middelmatige  $\beta$ 's ("ten onrechte sluiten is niet echt een probleem") tot de praktische uitvoerbaarheid van vragenlijst onderzoek, waarbij het aantal te behappen vragenlijsten en het aantal te verwachten respondenten de randvoorwaarden vormden. De kans op fout-positieve en fout-negatieve bevindingen werd overigens als beperkt beschouwd vanwege de parallelle bepaling van de trends in geluidsbelasting.

### **3.4 Case 4: Trends van organochloorverbindingen in moedermelk**

Gechloreerde aromatische koolwaterstoffen, zoals residuen van organochloorbestrijdingsmiddelen (OCBs), polychloordibenzo-p-dioxinen (PCDDs), polychloordibenzofuranen (PCDFs) en polychloorbifenylen (PCBs) zijn alom aanwezig als contaminanten in het milieu. Het zijn zeer lipofiele, stabiele componenten. Het is gebleken dat deze componenten een breed spectrum aan biochemische en toxische effecten veroorzaken in mensen en dieren. De gezondheidkundige betekenis van blootstelling (dus bij welke niveaus bepaalde effecten optreden) is tot op heden niet volledig duidelijk. Op grond van een recentelijk uitgevoerde herevaluatie van de beschikbare onderzoeksresultaten is door de Gezondheidsraad een verlaging van de huidige TDI (tolerable daily intake) van 10 naar 1 pg TEQ<sup>3</sup> /kg lichaamsgewicht, voorgesteld.

---

<sup>3</sup> Toxiciteits-equivalenten; toxiciteit van de verschillende congenere op grond van toxiciteit equivalentie factoren (TEFs) geschaald naar 2,3,7,8-TCDD toxiciteit.



Vanaf de bron vindt verspreiding plaats via de lucht en depositie op gewassen, bodem en in water. Door hun lipofiele eigenschappen treedt vervolgens accumulatie op in met name dierlijk vetweefsel. De belangrijkste blootstellingsroute voor de mens is via de voeding (ca. 95%), het resterende deel wordt toegeschreven aan inhalatie en absorptie via de huid. De lipofiele kenmerken van de gechloreerde aromatische koolwaterstoffen maken dat ook in het menselijk lichaam accumulatie optreedt, met name in vetweefsel. Bij vrouwen die borstvoeding geven is de moedermelk een belangrijke route van excretie van gechloreerde koolwaterstoffen. Voor onderzoek naar niveaus van lichaamsbelasting van deze componenten vormt moedermelk daarom een geschikt (biologisch) medium. Ten behoeve van het inzicht in de belasting (en ontwikkelingen daarin in de tijd / 'trends') van de Nederlandse bevolking aan OCVs, worden deze componenten met vijfjaarlijkse intervallen, gemonitord in moedermelk (OCBs sinds 1972, PCBs sinds 1983, dioxinen en furanen sinds 1988). Deze informatie kan enerzijds worden gebruikt als referentie materiaal bij het optreden van milieu-incidenten en calamiteiten, anderzijds ter evaluatie van de effectiviteit van beleidsmaatregelen. Middels deze monitoringsactiviteit houdt de overheid dus 'een vinger aan de pols', om zo ongewenste / onverwachte ontwikkelingen tijdig te kunnen signaleren. Uit de beschikbare monitoringsgegevens sinds 1973 is voor drie OCB-congeneren (bij wijze van voorbeeld) een 'eenvoudige' powerberekening uitgevoerd (zie tabel). Daarbij is steeds uitgegaan van het verschil tussen twee jaren ( $j_1 - j_2$  in de tabel). Uitgerekend is wat, bij verschillende waarden voor  $\alpha$  en met de populatieomvang zoals in beide onderzoeken gebruikt, de power is om het verschil ook daadwerkelijk te detecteren. Over het geheel genomen kan worden gezegd dat voor de onderzochte  $\alpha$ 's (0,01, 0,05, 0,10) de power goed, m.a.w. de kans dat een effect gemist wordt klein is. Voeren we een vergelijkbare berekening uit voor twee indicator PCB congeneren (153, 180) periode '88-'93, dan zien we een veel minder rooskleurig beeld (tabel). Bij de gebruikte monster aantallen, is voor de verschillende  $\alpha$ 's (0,01, 0,05, 0,10) de power laag, m.a.w. de kans dat een daadwerkelijk effect gemist wordt groot. Om in dit geval een daadwerkelijk effect met een power van 80% op te sporen zouden je aantallen te onderzoeken monsters vele malen groter moeten zijn;  $\alpha = 0,05$ :  $n=7821$ ,  $\alpha = 0,10$ :  $n=232$ . Binnen het monitoringsprogramma zijn in 1993, 42 verschillende OCV-congeneren bepaald. Op basis van welke congener (of groep van congeneren) zouden we nu een power berekening moeten verrichten om te komen tot een inschatting van een adequate populatie omvang in 1998. Waar liggen wat dat betreft de interesses /belangen van de overheid:

1. Moeten we ons gaan richten op de groep waarvan de te verwachte 'afname' het kleinst zal zijn (PCBs ??) doordat het tot op heden gevoerde beleid (niet, niet voldoende effectief) geresulteerd heeft in slechts marginale veranderingen in de 'body burden'. Dit zou betekenen dat in 1998 waarschijnlijk een relatief groot aantal monsters zal moeten worden onderzocht. (Voor het aantonen van de veel duidelijker aanwezige neerwaartse trend voor de OCBs, kan waarschijnlijk met een veel kleiner monsteraantal volstaan worden).

2. Moeten we ons gaan richten op specifieke 'indicator congenere' die relatief eenvoudig / betaalbaar in grote aantallen monsters kunnen worden bepaald en representatief zijn voor de ontwikkelingen in de totale groep van OCVs? (maar niet per sé de gezondheidskundig meest relevante)
3. Moeten we ons richten op de congenere met de meest relevante gezondheidskundige betekenis? Probleem: op dit moment kan niet worden aangegeven welke congener of combinatie van congenere nu precies verantwoordelijk zijn voor de eventuele effecten én hun gezondheidskundige betekenis.

Op grond van welke criteria / argumenten zou u een powerberekening voor 1998 uitvoeren?

**POWERBEREKENINGEN BIJ DE CASUS VERONTREINIGING MOEDERMELK**

STOF	referentie jaar	follow-up jaar	gemiddelde in referentiejaar	standaarddeviatie in referentiejaar	aantal monsters in referentiejaar	gemiddelde in jaar van follow-up	standaarddeviatie in jaar van follow-up	aantal monsters in jaar van follow-up	power bij $\alpha=0,01$	power bij $\alpha=0,05$	power bij $\alpha=0,10$	benodigd aantal monsters in jaar van follow-up bij $\alpha=0,01$ en $\beta=0,80$	benodigd aantal monsters in jaar van follow-up bij $\alpha=0,05$ en $\beta=0,80$	benodigd aantal monsters in jaar van follow-up bij $\alpha=0,10$ en $\beta=0,80$
hcb	1973	1983	0.910	0.3092	76	0.244	0.3178	278	100%	100%	100%	<5	<5	<5
hcb	1973	1988	0.910	0.3092	76	0.107	0.0585	303	100%	100%	100%	<5	<5	<5
hcb	1973	1993	0.910	0.3092	76	0.046	0.0251	85	100%	100%	100%	<5	<5	<5
hcb	1983	1988	0.244	0.3178	278	0.107	0.0585	303	100%	100%	100%	<5	<5	<5
hcb	1983	1993	0.244	0.3178	278	0.046	0.0251	85	100%	100%	100%	<5	<5	<5
hcb	1988	1993	0.107	0.0585	303	0.046	0.0251	85	100%	100%	100%	<5	<5	<5
dieldrn	1973	1983	0.171	0.1137	76	0.033	0.0185	278	100%	100%	100%	<5	<5	<5
dieldrn	1973	1988	0.171	0.1137	76	0.067	0.4813	303	99%	100%	100%	23	19	17
dieldrn	1973	1993	0.171	0.1137	76	0.020	0.0286	85	100%	100%	100%	<5	<5	<5
dieldrn	1983	1988	0.033	0.0185	278	0.067	0.4813	303	87%	87%	87%	124	118	116
dieldrn	1983	1993	0.033	0.0185	278	0.020	0.0286	85	100%	100%	100%	<5	<5	<5
dieldrn	1988	1993	0.067	0.4813	303	0.020	0.0286	85	0%	1%	70%	*		149
PCB153	1988	1993	112.448	54.4739	96	123.715	46.4158	85	27%	53%	67%		7821	232
PCB180	1988	1993	63.385	33.6960	96	65.749	26.0878	85	1%	6%	12%			

\* bij de gegeven waarde voor alfa is een power van 80% niet haalbaar

N.B. Bij deze powerberekening (achteraf) zijn we uitgegaan van:

- normale verdelingen van de stoffen
- volledig vergelijkbare onderzoekspopulaties

Ook bij deze case varieerden de antwoorden op de vragen sterk. Zo vond een groep het niet zinvol om PCB's te monitoren, omdat ze diffuus in het milieu voorkomen en gericht beleid niet mogelijk is, terwijl een andere groep uit voorzichtigheidsoverwegingen wel degelijk PCB's zou willen blijven monitoren. Basis voor de powerberekeningen zou de mate van toxiciteit moeten zijn; daarbij geldt dat uit volksgezondheidsoogpunt de aandacht zich vooral zou moeten richten op de dioxine-achtigen. Ook werden als criteria de afstand tot de streefwaarde genoemd, en de kosten.

#### 4. CONCLUSIES

De workshop werd gehouden om de interactie tussen beleidsmakers en onderzoekers over milieu-gezondheid-monitoring te stimuleren. Na afloop van de dag was de algemene indruk dat de workshop goed aan deze doelstelling had voldaan. Vooral het inzichtelijk maken van de keuzen die vooraf aan het monitoringsprogramma dienen te worden gesteld, werd positief beoordeeld.

De meningen over de functionaliteit, bijv. over de te detecteren effectgrootte, en over het nut van monitoren in bepaalde situaties sterk konden variëren. Over het algemeen gold dat monitoring van blootstelling werd geprefereerd boven monitoring van gezondheidseffecten; pas indien er een duidelijke relatie bestaat tussen de milieuverontreiniging en het gezondheidseffect enerzijds, en anderzijds het effect ook als biologisch relevant werd beschouwd, werd ook monitoring van gezondheidseffecten als zinvolle activiteit gezien. In de algemene discussie aan het einde van de workshop werd beklemtoond door zowel opdrachtgevers (VROM, VWS) en onderzoekers (RIVM, GGD'en) dat monitoringsprogramma's elk afzonderlijk dienen te worden getoetst aan criteria zoals die tijdens de workshop naar voren kwamen. Er werd onderkend dat een monitoringsinstrument selectief moet worden ingezet op het gebied van milieu en gezondheid. Per afzonderlijke situatie dient te worden aangegeven in hoeverre monitoring een reële, haalbare activiteit is om aan specifieke vragen en doelstellingen te beantwoorden.

Initiatiefnemers van monitoringsprogramma's kunnen zowel opdrachtgevers als opdrachtnemers zijn; van groot belang is dat tijdens de ontwerpfase tussen beiden overleg plaats vindt over de doelstellingen, de beoogde effectgrootte die het systeem moet detecteren, de haalbaarheid en de betrouwbaarheid van een monitoringsprogramma (kans op type-I of type-II fouten). Op basis hiervan kunnen weloverwogen beslissingen genomen worden over het wel of niet doorgaan van deze, veelal jaren durende, programma's.

Voor de organisator biedt de uitkomsten van de workshop een basis om de eisen en randvoorwaarden van een monitoringsprogramma milieuverontreiniging - volksgezondheid in het algemeen en luchtverontreiniging en volksgezondheid in het bijzonder nader te definiëren. Dit zal verder worden uitgewerkt in het implementatie rapport "Monitoring van luchtverontreiniging en gezondheid".

## 5. LITERATUUR

American Thoracic Society. Guidelines as to what constitutes an adverse respiratory health effect, with special reference to epidemiological studies on air pollution. *Am Rev Resp Dis* 1985; 131: 666-668.

Jong de RG. Hinder door milieuverontreiniging in Nederland. PG-publikatienr. 94.056, TNO, Leiden, 1994.

Last JM. A dictionary of Epidemiology. Second Edition. Oxford University Press, New York, 1995.

Lebret E, Fischer PH, Staatsen BAM, Franssen EAM, de Hollander AEM, Houthuijs DJM. Monitoring of exposures, body burden and health effects of environmental pollutants in the Netherlands; position paper from the perspective of environmental epidemiology. Reportno. 529104001, RIVM, Bilthoven, 1996.

Staatsen BAM, Franssen EAM, Doornbos G, Abbink F, van der Veen AA, Heisterkamp SH, Lebret E. Gezondheidskundige Evaluatie Schiphol. Rapportnr. 441520001, RIVM, Bilthoven, 1993.