

RIJKSINSTITUUT VOOR VOLKSGEZONDHEID EN MILIEU
BILTHOVEN

Rapport nr. 601132002

**De schatting van de blootstelling van de mens
aan stoffen en straling**

De status van het RIVM-onderzoek

T.G. Vermeire, M.P. van Veen, M.P.M. Janssen,
R.C.G.M. Smetsers

maart 1997

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van de Directie van het RIVM in het kader van project nr. 601132, Humane Blootstelling.

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

VERZENDLIJST

- 1 Directie RIVM
- 2 Sectordirecteur Stoffen en Risico's
- 3 Sectordirecteur Milieuonderzoek
- 4 Sectordirecteur Volksgezondheidsonderzoek
- 5 Hoofd Centrum voor Chronische Ziekten en Milieupidemiologie
- 6 Hoofd Centrum voor Stoffen en Risicobeoordeling
- 7 Hoofd Inspectie-onderzoek en Milieu-ongevallendienst
- 8 Hoofd Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies
- 9 Hoofd Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek
- 10 Hoofd Laboratorium voor Blootstellingsonderzoek
- 11 Hoofd Laboratorium voor Ecotoxicologie
- 12 Hoofd Laboratorium voor Effectenonderzoek
- 13 Hoofd Laboratorium voor Geneesmiddelen en Medische hulpmiddelen
- 14 Hoofd Laboratorium voor Luchtonderzoek
- 15 Hoofd Laboratorium voor Pathologie en Immunobiologie
- 16 Hoofd Laboratorium voor Stralingsonderzoek
- 17 Hoofd Laboratorium voor Water- en Drinkwateronderzoek
- 18 Hoofd Nationaal Vergiftigingen Informatie Centrum
- 19 L. van Bree (LEO)
- 20 M. van Bruggen (IEM)
- 21 G.J. Eggink (LSO)
- 22 J. Freijer (LBO)
- 23 J. Garssen (LPI)
- 24 A. van der Giessen (IMO)
- 25 A.H. Havelaar (MGB)
- 26 S.H. Heisterkamp (LBO)
- 27 P.H. van Hoeven-Arentzen (CSR)
- 28 A.E.M. de Hollander (CCM)
- 29 D.T. Jager (ECO)
- 30 E.H.J.M. Jansen (LEO)
- 31 P.C.J.M. Janssen (CSR)
- 32 A.G.A.C. Knaap (CSR)
- 33 J.M. Kortboyer (VIC)
- 34 J.E.M. van Koten-Vermeulen (CSR)
- 35 E. Lebret (CCM)
- 36 J.F.M.M. Lembrechts (LSO)
- 37 Tj.T. Mensinga (VIC)
- 38 W.C. Mennes (CSR)

- 39 A.C.M. de Nijs (MNV)
- 40 P.J.A. Rombout (LEO)
- 41 A. Sips (LBO)
- 42 H. Slaper (LSO)
- 43 W. Slob (LEO)
- 44 G.J.A. Speijers (CSR)
- 45 M. Staatsen (CCM)
- 46 F.A. Swartjes (LBG)
- 47 P.F.M. Teunis (MGB)
- 48 J.F.M. Versteegh (LWD)
- 49 M.J. Zeilmaker (LEO)
- 50 Hoofd Afdeling Voorlichting en Public Relations
- 51 - 54 Auteurs
- 55 - 56 Bibliotheek RIVM
 - 57 Bureau Rapportenregistratie
 - 58 Depot van Nederlandse publikaties en Nederlandse bibliografie
- 59 - 80 Reserve exemplaren

INHOUDSOPGAVE

VERZENDLIJST	2
SAMENVATTING	6
SUMMARY	8
LIJST VAN GEBRUIKTE AFKORTINGEN	9
1. INLEIDING	11
2. DE RISICOSCHATting VOOR STOFFEN EN STRALING	13
2.1. Achtergronden	13
2.2. Definities en begrippen	19
2.3. Een vergelijking	24
3. BLOOTSTELLINGSSCHATting OP HET RIVM	27
3.1. Overzicht van de blootstellingsschatting op het RIVM	27
3.2. Vragen van opdrachtgevers	30
4. ANALYSE VAN RIVM-MODELLEN VOOR BLOOTSTELLINGSSCHATting	33
4.1. Inleiding	33
4.2. Doelstelling	33
4.3. Toepassing	34
4.4. Principe	35
4.5. Beschikbaarheid	36
4.6. Modelevaluatie	37
5. DEFAULTS VOOR BLOOTSTELLINGSSCHATtingSMODELLEN	39
5.1. Typen defaults	39
5.2. Gebruik van defaults	41

6. CONCLUSIES	43
7. REFERENTIES	49
APPENDICES	55
APPENDIX I: PROJECTTEAM	56
APPENDIX II: HUMANE BLOOTSTELLINGSSCHATTINGSMODELLEN	57

SAMENVATTING

De Sector Stoffen en Risico's van het RIVM heeft in 1994 besloten het onderzoek naar risicobeoordelingsmethoden op strategische wijze te versterken. Als onderdeel van deze doelstelling wordt in dit rapport het onderzoeksterrein van de humane blootstellingsschatting op het RIVM in kaart gebracht. Een representatief geachte selectie van humane blootstellings-schattingsmodellen voor stoffen en straling is geanalyseerd op aspecten als doelstelling, principe, mate van modelanalyse en waarden van defaultparameters. Behalve modellen voor stoffen en straling is, ter vergelijking, ook een model opgenomen voor de schatting van de blootstelling van de mens aan micro-organismen. De modellen zijn operationeel of bijna operationeel in de risicobeoordelingen die met name in de Sector Stoffen en Risico's, maar ook in de Sectoren Volksgezondheidsonderzoek en Milieuonderzoek van het RIVM, gemaakt worden. De besproken modellen hebben een concreet toepassingsgebied en staan direct ten dienste van beleidsuitvoering.

De deelterreinen stoffen en straling in het blootstellingsonderzoek worden in dit rapport naast elkaar gezet. Methodologisch zijn wat betreft de blootstellingsschatting veel overeenkomsten te ontdekken, maar op het niveau van modellen en parameters ontbreekt nog een goede analyse van de overeenkomsten dan wel de gemotiveerde of ongemotiveerde verschillen. In dit rapport is een eerste aanzet daartoe gedaan.

Een analyse van organisatieaspecten en RIVM-blootstellingsschattingsmodellen op detailniveau leert dat alle aandachtsvelden redelijk gedekt zijn. Het bereik van de actuele risico- en blootstellingsschatting is groot, voor alle blootstellingsroutes. Bij straling is de dekking uniformer dan bij stoffen. Op het gebied van emissieschatting en -registratie zijn zowel bij stoffen als bij straling echter verbeteringen mogelijk. De ontwikkeling van beoordelingssystemen en daarmee gepaard gaande harmonisatieprojecten is al vele jaren gaande (bijv. CSOIL, USES, RIBRON-richtlijnen). De actuele risico- en blootstellingsschatting verdient daarbij nog de nodige aandacht. Projecten dienaangaande zijn voorgesteld.

Uit de analyse van de modellen is ook duidelijk dat weinig modellen alle stadia van modelontwikkeling, vanaf het conceptuele model tot en met modelanalyse, hebben doorlopen. Veel modellen zijn nog in ontwikkeling, wat ook betekent dat aan de gegevensbehoefte van deze modellen lang nog niet altijd voldaan kan worden.

Ten aanzien van de gewenste situatie wordt in dit rapport geconcludeerd dat het RIVM een breed, up to date instrumentarium nodig heeft voor blootstellingsschattingen en dat het RIVM in allerlei nationale en internationale relevante netwerken actief moet zijn. Het RIVM moet betrokken blijven bij de ontwikkeling en evaluatie van methoden en bij discussies over afstemming tussen deelterreinen. De expertise is daartoe aanwezig. Een goede interne coördinatie is onontbeerlijk.

Wat betreft de wensen van de opdrachtgever ten aanzien van dit rapport en het RIVM-Directieproject Humane Blootstelling wordt geconcludeerd dat veel vruchtbare discussies zijn ge-

voerd tussen de onderzoekers van de betrokken laboratoria in de Sectoren 2, 4 en 5 en dat daarmee een belangrijke doelstelling van dit project, namelijk de bevordering van afstemming en communicatie op het onderzoeksterrein van de humane blootstellingsschatting, als gehaald kan worden beschouwd.

SUMMARY

In 1994, the Sector Substances and Risks of the National Institute of Public Health and the environment (RIVM) decided to strengthen strategically its research into risk assessment methodology. To further this goal, this report describes the research area of human exposure assessment at the RIVM. A representative selection of human exposure assessment models for both chemical substances and radiation is analysed with regard to aim, principle, degree of model analyses and values of default parameter. For comparison, a model to assess human exposure to micro-organisms is included as well. All models are operational or nearly so in the production of risk assessments in the Sector Substances and Risks and also in the Sectors Public Health Research and Environmental Research. The models discussed all have a defined area of application and support risk management.

The research areas of exposure assessment for substances and radiation are compared and many methodological analogies are apparent. However, at the level of models and parameters an in-depth analysis of analogies and explained or unexplained differences is lacking. In this report a first attempt is made.

A detailed examination of organisation aspects and RIVM-models for human exposure assessment learns that all relevant areas of interest are covered. For all routes of exposure the reach of the actual risk and exposure assessment methodology is large. A more uniform coverage is attained for radiation than for chemical substances. For both areas the estimation and registration of emissions can be improved. The development of risk assessment systems and related harmonisation projects have already attracted attention for many years (e.g. CSOIL, USES, RIBRON). The methodology for actual exposure and risk assessments should still be developed further and projects as to that are proposed.

The model analysis also shows that few models have gone through all stages of model development from concept to analysis including validation. Many models are still under development also implying that often the demand for data cannot yet be fulfilled.

With respect to the goals to reach, it is concluded that the RIVM requires a broad, up to date range of instruments for exposure assessment and active involvement in all kinds of national and international relevant networks. The RIVM should also remain involved in the development and evaluation of methodology and in projects aiming at harmonisation. Strong internal co-ordination is essential.

Within the scope of this RIVM management project there were many fruitful discussions among the participating scientists. Therefore it is concluded that an important goal of this project, i.e. furthering internal harmonisation and communication in the area of human exposure assessment, is reached.

LIJST VAN GEBRUIKTE AFKORTINGEN

AIRPEX	Air pollution Exposure Model
AMAD	Aerosol mean aerodynamic diameter
ARO	Laboratorium voor Analytisch Residu-onderzoek
BMW	Bestrijdingsmiddelenwet
CCM	Centrum voor Chronische Ziekten en Milieuepidemiologie
CONSEXPO	Consumer Exposure model
CSR	Centrum voor Stoffen en Risicobeoordeling
CSZ	Directie Curatieve en Somatische Zorg (VWS)
DCC	Dosisconversiecoëfficiënt
DDEM	Dwarsverband Dosis-Effect Modelling
DGM	Directoraat Generaal Milieubeheer
EEG	Europese Economische Gemeenschap
EU	Europese Unie
GZB	Directie Gezondheidsbeleid (VWS)
HIMH	Hoofd-Inspectie Milieuhygiëne (VROM)
IAEA	International Atomic Energy Agency
ICRP	International Commission of Radiation Protection
ICRU	International Commission on Radiation Units and Measurements
IEM	Inspectie-onderzoek en Milieu-ongevallendienst
IGB	Inspectie Gezondheidsbescherming (VWS)
IGZ	Inspectie Gezondheidszorg (VWS)
ILO	International Labour Organisation
IMO	Integraal Modellenoverleg
INIRC	International Non-Ionizing Radiation Protection Association
IPCS	International Programme on Chemical Safety
IRPA	International Radiation Protection Association
KEW	Kernenergiewet
LAC	Laboratorium voor Anorganische Chemie
LAE	Laboratorium voor Afvalstoffen en Emissies
LBG	Laboratorium voor Bodem- en Grondwateronderzoek
LBO	Laboratorium voor Blootstellingsonderzoek
LOC	Laboratorium voor Organische Chemie
ECO	Laboratorium voor Ecotoxicologie
EU	European Union
LEO	Laboratorium voor Effectenonderzoek
LLO	Laboratorium voor Luchtonderzoek
LNV	Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij
LPI	Laboratorium voor Pathologie en Immunobiologie
LSO	Laboratorium voor Stralingsonderzoek
LWD	Laboratorium voor Water- en Drinkwateronderzoek

MAP	Meerjaren-activiteitenprogramma
MNV	Bureau Milieu- en Natuurverkenning
NAS	National Academy of Sciences (VS)
NIS	Niet-ioniserende straling
NRC	National Research Council (VS)
NRPB	National Radiation Protection Board (UK)
OESO	Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling
PBPK	Physiologically-based pharmacokinetic
REM	Radiological Emergency Management system
RID	Rijksinstituut voor de Drinkwatervoorziening
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling
SAFETI	Safety Analysis doe Flammable Explosive and Toxic Impact
SBD	Strategisch Bureau Directie
STEM	Statistical Exposure Model
SUS	Saneringsurgentiesystematiek
SVS	Directie Stoffen, Veiligheid en Straling (VROM)
TEAM	Total Exposure Assessment Methodology
TSCA	Toxic Substances Control Act (VS)
UNEP	United Nations Environment Programme
UNSCEAR	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation
USES	Uniform System for the Evaluation of Substances
VI	Veterinaire Inspectie (VWS)
VIC	Nationaal Vergiftigingen Informatie Centrum
VROM	Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieu
VTV	Centrum Volksgezondheid Toekomstverkenningen
VWS	Ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport
WHO	World Health Organisation
WMS	Wet milieugevaarlijke stoffen

1. INLEIDING

Vanaf 1992 heeft binnen de Sector Stoffen en Risico's van het RIVM een discussie plaatsgevonden over hiaten in de methoden van risicobeoordeling van stoffen en straling, zoals die tot dan toe werden toegepast. Op basis hiervan werd in 1994 besloten om vier directieprojecten te formuleren met als doel het onderzoek naar risicobeoordelingsmethoden voor de mens op strategische wijze te versterken. De projecten waren:

1. Humane blootstelling (project 601132)
2. Dosis-effectrelaties (project 620133)
3. Vertaling naar de mens (project 604138)
4. Risico-evaluatie en presentatie (project 610114).

De doelstelling van eerstgenoemd project is de versterking van, en afstemming tussen de activiteiten van het RIVM op het terrein van de humane blootstellingsschatting. Versterking betekende hier zowel ontwikkeling van nieuwe methoden als analyse, verificatie en onderbouwing en/of verbetering van bestaande methoden. Daarnaast zou het project in ieder geval de betrokken onderzoekers nader tot elkaar moeten brengen. De bij het project betrokken onderzoekers zijn vermeld in Appendix I.

Als eerste activiteit in het kader van het eerstgenoemde project "Humane blootstelling" is in 1995 getracht te komen tot een eenduidig begrippenkader, een inventarisatie van humane blootstellingsschattingmodellen die op het RIVM gebruikt werden of in ontwikkeling waren en een eerste sterktezwakte analyse van het humane blootstellingsonderzoek op het RIVM (Vermeire en van Veen, 1995). Dit rapport vormde de weerslag van discussies tussen en interviews met RIVM-onderzoekers op het terrein van de humane blootstellingsschatting.

Naast deze projectmatig gestuurde versterking en afstemming is ook op het niveau van de RIVM-organisatie het belang van blootstellingsonderzoek als essentieel element in de causale risicobeoordelings-keten onderstreept door de oprichting van het Laboratorium voor Blootstellingsonderzoek (LBO) bij de reorganisatie van het RIVM per 1 januari 1996 (RIVM, 1995). Achtergrond hiervan is kerntaak 2 van het RIVM: het geven van adviezen ten behoeve van het vaststellen van normen, ten behoeve van de toelating van stoffen, inclusief (dier)geneesmiddelen en medische hulpmiddelen, en ten behoeve van risicoschatting en het verrichten van ondersteunend onderzoek (RIVM, 1996).

Dit rapport heeft als belangrijkste doelstelling bij te dragen aan een nadere vormgeving van het humane blootstellingsonderzoek op het RIVM. Het is primair opgesteld ten behoeve van de Sector Stoffen en Risico's, maar kan ook voor het RIVM als geheel rendement opleveren. Daartoe worden in achtereenvolgende hoofdstukken antwoorden gezocht op de volgende vragen:

1. Wat is de belang van de humane blootstellingsschatting in het veld van de risicobeoordeling voor stoffen en straling in het algemeen (Hoofdstuk 2)?
2. Wat zijn de overeenkomsten in en verschillen tussen de blootstellingsschatting voor stoffen en straling (Hoofdstuk 2)?

3. Wat zijn de belangrijkste begrippen in de humane blootstellingsschatting (Hoofdstuk 2)?
4. Waar vindt blootstellingsonderzoek binnen het RIVM plaats en wat voor type blootstellingsonderzoek is dit (Hoofdstuk 3)?
5. Wat is het belang van de humane blootstellingsschatting gezien vanuit de opdrachtgevers van het RIVM (Hoofdstuk 3)?
6. Wat is de doelstelling, de operationele inzet ten behoeve van vragen van opdrachtgevers, het principe en de diepgang van de modelanalyse van de humane blootstellingsschattingsmodellen die op het RIVM worden gebruikt, ontwikkeld of nog in ontwikkeling zijn? (Hoofdstuk 4)
7. Welke gegevens worden gebruikt in deze modellen en zijn er mogelijkheden tot uitwisseling en harmonisatie? (Hoofdstuk 5)
8. Zijn er hiaten in het onderzoeksprogramma van het RIVM inzake humane blootstelling en welke zwaartepunten van onderzoek kunnen aan de analyses in dit rapport worden ontleend? (Hoofdstuk 6)?

De in dit rapport besproken modellen zijn in de loop van dit project aangedragen als zijnde relevant door de bij dit project betrokken RIVM-onderzoekers. De selectie van de modellen is niet restrictief noch uitputtend geweest. De modellen zijn allen humane blootstellingsschattingsmodellen. Het is zeker niet de bedoeling terreindekkend te zijn, wel om een representatieve indruk te geven van het RIVM-onderzoek. Behalve modellen voor stoffen en straling is ter vergelijking ook een model opgenomen voor de schatting van de blootstelling van de mens aan micro-organismen. Het aspect epidemiologie is pas in een laat stadium van het project meegenomen en is daarom enigszins onderbelicht. Sommige modellen kijken alleen naar interne blootstelling, anderen zijn meer gericht op de verspreiding van en het contact met de stof. De modellen zijn operationeel of bijna operationeel in de risicobeoordelingen die met name in de Sector Stoffen en Risico's, maar ook in de Sector Milieuonderzoek van het RIVM gemaakt worden. De besproken modellen hebben een concreet toepassingsgebied en staan, indien operationeel, direct ten dienste van beleidsuitvoering.

2. DE RISICOSCHATTING VOOR STOFFEN EN STRALING

2.1. Achtergronden

2.1.1. Stoffen

2.1.1.1 Historisch overzicht

Onderzoek naar de toxische effecten van stoffen op de mens gaat al terug naar de Oudheid toen stoffen onder meer gebruikt werden als gif en als medicijn. De eerste maatregelen ten aanzien van milieuvervuiling dateren van enige eeuwen terug, bijvoorbeeld die tegen het verbranden van bepaalde soorten kool of het dumpen van afval in grachten (van Leeuwen en Hermens, 1996). Met de toenemende rol van stoffen in de maatschappij nam in het begin van de 20ste eeuw ook geleidelijk het besef toe dat deze ontwikkeling risico's met zich meebracht voor de gezondheid van de mens. In 1907 werd bijvoorbeeld in de VS op vrijwillige basis onderzoek geïnitieerd naar de veiligheid van nieuwe koolteer Kleurstoffen, waarna in 1938 certificering verplicht werd gesteld door de nieuwe Food, Drug, and Cosmetics Act. Na de Tweede Wereldoorlog kwamen er als eerste ook wettelijke onderzoekseisen voor wat betreft de toxische effecten van pesticiden (Calabrese, 1991). Nog later kwam de schade van stoffen aan milieuorganismen en hele ecosystemen in het politieke vaarwater, zeker na publicatie van "Silent Spring" van Rachel Carson in 1962 (Carson, 1962) en ernstige incidenten met kwik, cadmium en PCB's in Japan. De eerste moderne wetgeving op het gebied van de milieugevaarlijke stoffen verscheen pas in de zeventiger jaren (van Leeuwen en Hermens, 1996; Paustenbach, 1996). In Japan was dat de Chemical Substances Control Law van 1975, in de VS de Toxic Substances Control Act (TSCA) van 1976 en in Europa Richtlijn 79/831/EEG, in de wandeling de "zesde wijziging" genoemd, van 1979. Deze en soortgelijke wetgeving voor andere categorieën van stoffen (zie ook 3.3) beogen de regulering van de informatievoorziening, risicobeoordeling en risicobeheersing.

De kwantitatieve beoordeling van de risico's van stoffen voor mens en milieu maakt vanaf de jaren zeventig een stormachtige ontwikkeling door. Ten aanzien van studies naar blootstelling speelde de route via de lucht de belangrijkste rol (NAS, 1991), onder meer via de Amerikaanse modelstudies NEM (Johnson et al., 1981), SHAPE (Ott, 1984; Ott 1985) en RENEX (Winer et al., 1989). Ook in Europa zijn in de jaren tachtig projecten uitgevoerd naar de blootstelling in (stedelijke) buitenlucht. Onderzoek naar blootstelling via de dermale en orale route zijn schaarser geweest. Deels komt dit omdat de regelgeving stelt dat een schadelijke chemische stof geheel niet in een medium mag voorkomen (zoals bij voedsel of drinkwater) of juist mager is (zoals bij consumentenproducten, waar alleen in algemene termen wordt gesteld dat een product geen gevaar voor de volksgezondheid mag zijn). Een bijdrage aan de kennis over de totale humane blootstelling zijn de Amerikaanse TEAM studies (Anon., 1989) geweest, alhoewel ook daar het accent sterk op de inhalatoire route heeft gelegen.

Harmonisatie van risicobeoordelingsmethoden op nationaal en internationaal niveau bleek nodig. In de VS legde onder meer de US National Research Council enkele basisprincipes vast (NRC, 1983 en 1994). In de EU werden recent Richtlijnen van kracht waarin algemene principes voor de risicobeoordeling van nieuwe en bestaande stoffen werden vastgelegd (EC, 1993 en 1994). Als bijlage hierbij verscheen een gedetailleerde Leidraad (Technical Guidance Document; EC, 1996). Andere internationale organisaties die actief zijn op dit gebied zijn het International Programme on Chemical Safety IPCS (World Health Organisation, WHO, International Labour Organisation, ILO, United Nations Environment Programme, UNEP), de Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling, OESO (OECD), en de Raad van Europa. Principes voor de vergelijking tussen ongelijksoortige risico's, bijvoorbeeld die van stoffen en straling, zijn internationaal nog niet vastgelegd. In Nederland heeft het Ministerie van VROM een beleidsnotitie gepresenteerd betreffende risicobenadering (VROM, 1989; zie ook 2.1.2).

Het RIVM volgt het risicobeoordelingsmodel zoals voorgesteld door de US National Research Council (RIVM, 1995). De stappen in de risicobeoordeling reflecteren hierin de schakels in de causaliteitsketen van bron naar effect (Fig. 1). De blootstellingsbeoordeling is hierin een van de twee pijlers waarop de risicobeoordeling rust. De resultaten van de blootstellingsbeoordeling en die van de beoordeling van de effecten en de dosis-respons relaties bepalen de hoogte van het risico.

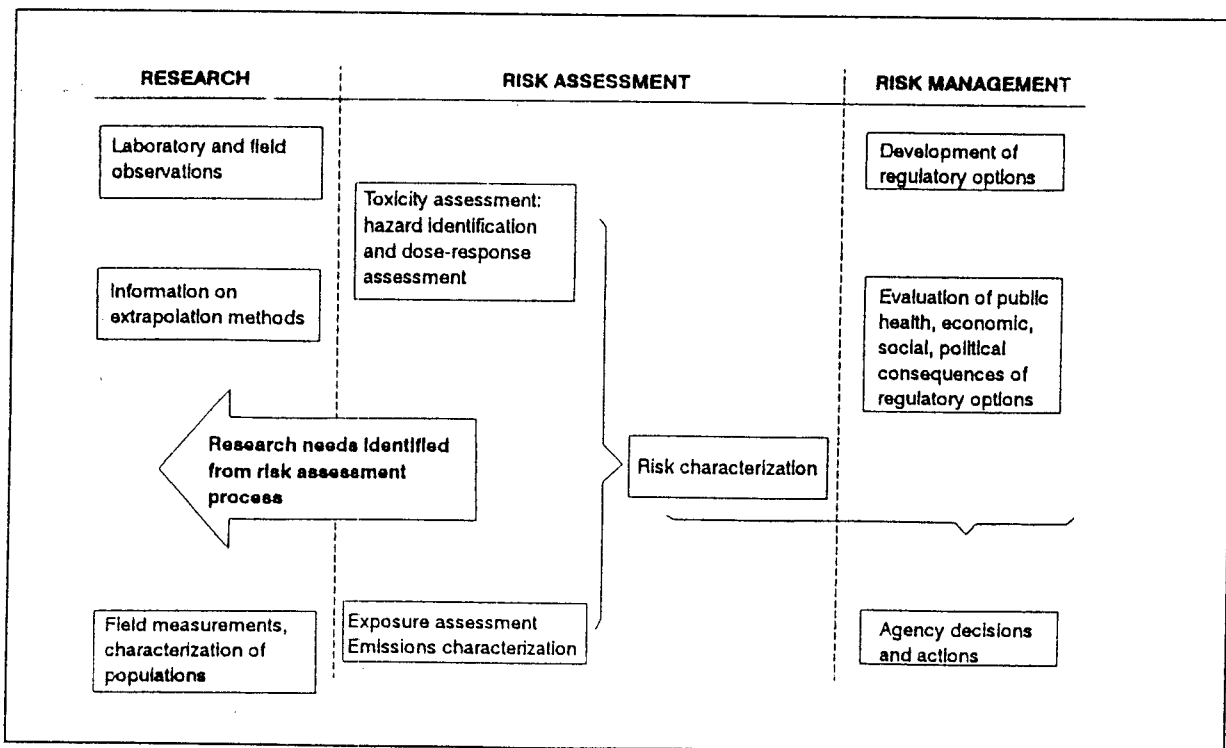


Fig.1: Het risicobeoordelingsproces volgens de US-NRC (NRC, 1983 en 1994)

2.1.1.2 Effecten van blootstelling aan stoffen

Stoffen kunnen ziekteverschijnselen of symptomen veroorzaken, variërend van beperkte lokale effecten zoals huidirritatie tot complexe syndromen zoals kanker en hart-en vaatziekten. Symptomen kunnen in principe in alle lichamelijke functies tot uiting komen en via allerlei verschillende mechanismen, afhankelijk van de aard van de stof, de opnameroute, de duur en frequentie van de blootstelling en de dosis. Effecten worden acuut genoemd wanneer zij zich manifesteren na kortdurende blootstelling en chronisch wanneer dat gebeurt na langdurige blootstelling.

Mechanistisch gezien komt een effect altijd op cellulair of subcellulair niveau tot stand na een reactie tussen de stof, of een metaboliet daarvan, en een moleculaire structuur. Dit effect kan zich onder bepaalde omstandigheden uitbreiden naar hogere niveaus van biologische integratie en functieverlies daarvan. Er wordt nu onderscheid gemaakt tussen stoffen met en zonder drempelwaarde voor toxiciteit. Van stoffen met drempelwaarde wordt aangenomen dat er een dosis bestaat waarbeneden geen nadelige effecten tot uiting komen door de aanwezigheid van systemen voor fysiologische homeostase en compensatiemechanismen zoals detoxificatie, cellulaire aanpassing en herstel. Van stoffen zonder drempelwaarde wordt verondersteld dat ze reeds bij het ontstaan van de eerste subcellulaire schade irreversible effecten kunnen veroorzaken. Dit is een niet-deterministisch, stochastisch proces: in principe is één interactie tussen een molecuul van de stof en het subcellulaire element voldoende voor het uiteindelijke effect. Een voorbeeld van een dergelijk effect is irreversibele schade aan DNA of RNA welke uiteindelijk leidt tot tumorvorming.

Voor stoffen met een drempelwaarde is veel toxiciteitsonderzoek erop gericht deze drempelwaarde zo nauwkeurig mogelijk vast te stellen, terwijl voor stoffen zonder drempelwaarde getracht wordt de dosis-effect relatie te beschrijven. In het algemeen wordt voor deze laatste groep stoffen in Nederland uitgegaan van een lineaire dosis-effect relatie in de extrapolatie van experimentele doseringen naar de lage doseringen waaraan de mens is blootgesteld. Indien voor de eerstgenoemde groep van stoffen een drempelwaarde voor toxiciteit is vastgesteld uit het beschikbare onderzoeksmateriaal, wordt deze geëxtrapoleerd naar een geen-effect niveau voor de mens door toepassing van onzekerheidsfactoren. Deze factoren corrigeren onder meer voor de onzekerheid ten gevolge van inter- en intraspeciesverschillen en van de kwaliteit van de toxicologische gegevens.

2.1.2. Straling

2.1.2.1 Kort historisch overzicht

De ontdekkingen van ioniserende straling (Röntgen, 1895) en (natuurlijke) radioactiviteit (Becquerel, 1996) zijn van grote betekenis geweest voor de wetenschappelijke en technologische ontwikkelingen in de afgelopen eeuw. Röntgentoestellen vormden de eerste grootschalige toepassing van de nieuwe vindingen en demonstreerden (o.a. in Wereldoorlog I) hun nut voor de praktische gezondheidszorg. Van de andere kant werd snel duidelijk dat er bij blootstelling aan straling ook gezondheidsschade op kan treden. Dit besef leidde reeds in de jaren

twintig tot de ontwikkeling van (inter)nationale richtlijnen op het gebied van de stralenbescherming. Met name de in 1928 opgerichte *International X-ray and Radium Protection Committee* speelde een belangrijke rol in de internationale harmonisering van richtlijnen. De ontwikkeling van de atoombom, midden jaren veertig, en de daarop volgende kernwapenwedloop verbreedde het aandachtsgebied van de stralenbescherming. In 1950 werd voorgenoemde commissie daarom omgevormd tot de nu nog steeds toonaangevende *International Commission on Radiological Protection (ICRP)*.

Het stralenbeschermingsconcept van de ICRP baseert zich op drie uitgangspunten: (1) rechtvaardiging (de voordelen van een toepassing moeten opwegen tegen de nadelen), (2) ALARA (stralingsniveau's dienen zo laag te zijn als redelijkerwijs haalbaar) en (3) limitering van de individuele stralingsdosis (verschillend voor werkers en leden van de bevolking). Begin negentiger jaren zijn de stralenbeschermingsrichtlijnen van de ICRP geheel herzien [e.g. ICRP91]¹. Andere commissies die van grote betekenis zijn voor de internationale afstemming van stralingsaangelegenheden zijn de *International Commission on Radiation Units and Measurements (ICRU)*, de *International Atomic Energy Agency (IAEA)*, en de *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR)*. Bij de ICRU, waarvan de wortels teruggaan tot 1925, ligt het accent op de standaardisatie van grootheden en eenheden. De IAEA richt zich met name op de technische implementatie van algemene richtlijnen. UNSCEAR houdt zich vooral bezig met de wetenschappelijke aspecten van de effecten van straling en bundelt de kennis hierover in periodieke reviews [e.g. UN, 1993]. Daar waar de werkterreinen van deze commissies overlappen blijkt in de praktijk toch een goede afstemming te bestaan.

De destijds veelbelovende mogelijkheden voor de vreedzame toepassing van kernenergie, eind vijftiger jaren, was één van de drijfveren voor de oprichting van de *Europese Economische Gemeenschap (EEG)*. Het in 1957 getekende Euratom verdrag bevat ondermeer richtlijnen op het gebied van de stralenbescherming die bindend zijn voor de lidstaten van de EEG. Medio 1996 heeft de inmiddels van naam veranderde *Europese Unie (EU)* een nieuwe Euratom-Richtlijn Basisnormen verordonneerd die vrijwel geheel in lijn is met de recente aanbevelingen van de ICRP (EU, 1996, Thijssen en Zuur, 1996). Deze richtlijnen dienen uiterlijk in het jaar 2000 in de nationale wetgeving van de EU lidstaten geïmplementeerd te zijn.

De huidige wetgeving op het gebied van ioniserende straling (o.a. radionucliden en kernenergie) is opgesteld vanuit het perspectief van de stralenbescherming. Richtlijnen op het gebied van de stralingsbescherming zijn in eerste instantie ontwikkeld binnen de medische beroepsfeer ter bescherming van wat nu radiologische werkers worden genoemd (occupational exposure). Daarbij was een duidelijke bron omschreven (röntgenapparatuur), de achtergrond werd niet in het effect meegenomen, en men ging uit van de voordelen die toepassing van deze apparatuur gaf vanuit medisch oogpunt (risk-benefit filosofie).

De Nederlandse wetgeving inzake de toepassing van radioactiviteit en ioniserende straling is

¹ De nieuwe zogenaamde ICRP 60 richtlijnen zijn samengevat in een speciale 'User's editie' [ICRP, 1992].

vastgelegd in de zogenaamde Kernenergiewet (KEW). In 1989 is door het Ministerie van VROM een beleidsnotitie gepresenteerd waarin een integrale risicobenadering van stoffen, straling en externe veiligheid voorgesteld wordt [VROM, 1989]. Dit concept voor risico management is voor het beleidsterrein straling uitgewerkt in de notitie 'Omgaan met risico's van straling (ORS)' [VROM, 1991]. De van de ORS-richtlijnen afgeleide dosislimieten kwamen niet geheel overeen met de aanbevelingen van de ICRP, die overigens in diezelfde periode aangepast werden. Op 1 maart 1996 is een wijziging van het Besluit stralenbescherming Kernenergiewet van kracht geworden [Anoniem, 1996]. Daarmee is de Nederlandse regelgeving inzake de stralenbescherming weer in lijn gebracht met de Europese regelgeving, die op haar beurt gebaseerd is op de meest recente internationale aanbevelingen van de ICRP.

2.1.2.2 Effecten van blootstelling aan ioniserende straling

Bij radioactief verval van een atoomkern komt ioniserende straling vrij, met name α -, β - en γ -straling¹. Bij de interactie van α - en β -straling met materie worden atomen en/of moleculen in het materiaal geïoniseerd waardoor de kinetische energie van de stralingsdeeltjes stapsgewijs afneemt. Het relatief zware α -deeltje verliest zijn energie binnen een korte afstand; het veel lichtere β -deeltje heeft een langer spoor. Bij γ -straling (en röntgenstraling) is er sprake van een twee-traps proces. Eerst ontstaat er door interactie² van een foton met materie een hoog-energetisch elektron. Dit elektron gedraagt zich vervolgens als een β -deeltje. De interactiekans van γ -straling met materie is afhankelijk van de foton-energie en de dichtheid van de materie, maar is relatief klein; in lucht kan γ -straling afstanden van honderden meters overbruggen.

Ionisatie-sporen in biologisch weefsel kunnen DNA-schade veroorzaken, die vervolgens tot celdood of celmutaties kan leiden. Blootstelling aan zeer hoge stralingsintensiteiten kan een zodanige mate van celdood veroorzaken dat een orgaan of weefsel zijn functie verliest. *Deterministische effecten*, ook wel *acute effecten* genoemd, kennen een *drempeldosis* die o.a. afhankelijk is van het stralingstype. Voorbeelden zijn het beenmergsyndroom en het darm-syndroom. Dergelijke hoge stralingsintensiteiten komen in de praktijk zelden voor behalve in het geval van specifieke stralingstherapieën die juist als doel hebben om (kanker)cellen te doden. Blijft staan dat blootstelling aan straling celmutaties teweeg kan brengen die op termijn tot tumorvorming of mogelijk tot genetische effecten kunnen leiden (*stochastische effecten*). De stralenbeschermingspraktijk is erop gericht om deterministische effecten te allen tijde te voorkomen, en de risico's op stochastische effecten aanvaardbaar klein te houden. Daarbij wordt aangenomen dat er een lineair verband bestaat tussen de opgelopen stralingsdosis en de kans op het ontstaan van een stochastisch effect. De in de praktijk gehanteerde dosislimieten zijn gerelateerd aan de kans op stochastische effecten, maar zijn zodanig dat blootstellingsniveaus ver (bij benadering een factor 10) beneden de drempelwaarde van deterministische effecten blijven.

¹ α -straling bestaat uit Heliumkernen (2 protonen, 2 neutronen) met een hoge kinetische energie (typ. MeV).

β -straling bestaat uit elektronen of positronen met een hoge kinetische energie (typ. MeV).

γ - en Röntgenstraling zijn vormen van elektromagnetische straling, met een energie in de orde van keV–MeV.

Bij deze energieën wordt elektromagnetische straling vaak voorgesteld als een stroom van fotonen.

² Voorbeelden van zo'n interactieproces zijn het foto-elektrisch effect, het Compton effect en paarvorming.

De belangrijkste belastingspaden voor blootstelling aan ioniserende straling zijn *externe bestraling*, *inhalatie* en *ingestie*. De relevantie van een bepaalde stralingssoort voor een zeker blootstellingspad wordt in belangrijke mate bepaald door de dracht. Deze is deeltjesgrootte-afhankelijk. Bij externe bestraling zijn vooral γ -stralingsbronnen (alsmede Röntgenbronnen en kosmische straling) van belang. Bij inhalatie en ingestie komt de meeste schade van α -straling uitzendende radionucliden. Bij inhalatie spelen ook de fysisch/chemische eigenschappen van de drager van het betreffende radionuclide een belangrijke rol (e.g. aerosol-grootte, elektrische lading). Bij ingestie zijn de chemische eigenschappen van het radionuclide bepalend voor het metabolisme, en dus ook van invloed op de op te lopen stralingsdosis.

2.1.2.3 Effecten en beleid t.a.v. niet-ioniserende straling (NIS)

Het totaal aan elektromagnetische straling omvat een spectrum dat, uitgedrukt in fotonenergie of golflengte, varieert over ruim twintig ordes van grootte. De grens tussen ioniserende (hoog-energetische) en niet-ioniserende (laag-energetische) straling wordt doorgaans gelegd bij een fotonenergie van 12,4 eV (equivalent met een golflengte van 100 nm). Het niet-ioniserende stralingsspectrum loopt van extreem laagfrequente stralingsvelden (ELF), met een karakteristieke golflengte groter dan 100.000 km, tot en met ultraviolette straling (UV), met een golflengte tussen 100 en 400 nm. In de stralenbescherming rekent men verder infrageluid (frequentie < 20 Hz) en ultrageluid ($f > 20$ kHz) tot de categorie niet-ioniserende straling. Uit oogpunt van potentiële gezondheidsschade bij reguliere blootstelling onderscheiden we hieronder UV en andere vormen van niet-ioniserende straling. De laatste categorie wordt aangeduid met NIS⁻.

Al geruime tijd is bekend dat blootstelling aan UV van nadelige invloed kan zijn op de gezondheid. Naarmate het sinds de jaren zeventig steeds duidelijker werd dat de stratosferische ozonlaag t.g.v. menselijk handelen aan het verdunnen is, met als gevolg een toename van de UV-B intensiteit op het aardoppervlak, is de aandacht voor de risico's van blootstelling aan UV sterk toegenomen. Ook veranderende gedragspatronen ('zonvakanties') leiden tot een verhoogde blootstelling.

De schadelijke effecten van UV variëren van zonnebrand tot de inductie van huidkanker¹. Van deze twee effecten is de dosis-effect relatie goed gekwantiseerd, maar voor andere humane effecten, zoals aantasting van het immuunsysteem, is dat nog niet het geval. Het probleem van blootstelling aan UV is in 1991 geëvalueerd door Slaper en Eggink (1991). In 1994 heeft de Gezondheidsraad een advies uitgebracht over de effecten van UV-B (Gezondheidsraad, 1994).

Blootstelling van biologisch weefsel aan andere vormen van niet-ioniserende straling (bijv. infrarood licht of radiofrequente straling) leidt, bij hoge stralingsintensiteiten, tot warmte-ontwikkeling in het lichaam, soms in een zodanige vorm dat cellen afsterven. Dit effect wordt vaak therapeutisch gebruikt. Blootstelling aan NIS⁻ zou mogelijk ook tot kankervorming kun-

¹ De kankerverwekkende eigenschappen van UV zijn reeds in 1959 uitgebreid beschreven in een publicatie van Blum, gebaseerd op experimenten uit de jaren dertig en veertig (Blum, 1959).

nen leiden, maar dit is wetenschappelijk omstreden. Door diverse technologische ontwikkelingen (bijvoorbeeld in de telecommunicatie) wordt de burger steeds vaker onbedoeld blootgesteld aan vormen van NIS⁻. Daardoor is er momenteel een grote publieke belangstelling voor de mogelijke schadelijke effecten van NIS⁻.

Het beleid in Nederland t.a.v. niet-ioniserende straling verkeert nog in een beginfase; tot nog toe zijn problemen vaak op ad hoc basis benaderd. Ter ondersteuning van het NIS-beleid is door het RIVM onlangs een probleemanalyse NIS opgesteld [Kirchner et al., 1995]. Ook de Gezondheidsraad besteedt ruime aandacht aan niet-ioniserende straling (Gezondheidsraad, 1992; Gezondheidsraad, 1994; Gezondheidsraad, in voorbereiding). Een van de meest toonaangevende internationale instanties op NIS-gebied is de *International Non-Ionizing Radiation Committee (INIRC)* van de *International Radiation Protection Association (IRPA)*. In het huidige NIS-beleid wordt vaak teruggegrepen op (interim) richtlijnen van INIRC/IRPA (e.g. IRPA, 1990).

De ontwikkeling van richtlijnen en beschermingsconcepten m.b.t. ioniserende straling enerzijds en UV en NIS⁻ anderzijds hebben historisch gezien nauwelijks raakvlakken. Ook de te hanteren grootheden en eenheden om blootstelling aan UV en andere vormen van NIS te omschrijven hebben weinig analogie met het eerder in dit rapport beschreven ICRP-systeem. Behandeling hiervan valt echter buiten de scope van dit rapport.

2.2. Definities en begrippen

2.2.1. Blootstellingsindicatoren

De bepaling van humane blootstelling gebeurt op het RIVM op vijf manieren:

1. Modelmatige schattingen op basis van blootstellingsscenario's die concentraties in blootstellingsmedia (waaronder ook voeding) en plaats, duur en frequentie van het contact specificeren;
2. Metingen van stoffen die gerelateerd zijn aan een bepaalde bron van blootstelling, de zogenoemde blootstellingsindicatoren of "proxy's", zoals ze binnen de epidemiologie bekend staan;
3. Monitoring uit metingen op lokatie of in omliggende lokaties of schatting op basis van metingen in vergelijkbare situaties in het verleden;
4. Directe metingen met behulp van "personal monitoring", bijvoorbeeld met stralingsbadges of persoonlijke monsternametoestellen, of indirect door middel van de bepaling van de hoeveelheid medium die wordt ingenomen en de chemische analyse van deze media;
5. Schatting door reconstructie vanuit een gemeten interne dosis (biomarkers).

Invalshoeken voor de blootstellingsschatting ten behoeve van risicobeoordeling kunnen verschillen (US-EPA, 1992) en zullen de keuze van de methode ter bepaling van de blootstelling bepalen:

- Als de blootstellingsschatting uitgevoerd wordt ter onderbouwing van regelgeving ten aanzien van specifieke bronnen zoals industriële puntbronnen, consumentenprodukten of pesticiden is vooral de relatie tussen de bron en de blootgestelde populatie van belang evenals de relatieve bijdrage van verschillende bronnen aan de totale actuele humane blootstelling. Modelmatige schattingen zullen hiervoor bij voorkeur iteratief in steeds toenemende mate van verfijning worden gebruikt en indien mogelijk worden geverifieerd door metingen.
- Als daarentegen de blootstellingsschatting wordt ingezet ten behoeve van algemene normstelling is meestal de bron minder interessant en gaat het vooral om de relatie tussen de concentratie in het medium met de actuele blootstelling en dosis van de blootgestelden. Metingen in specifieke media en met behulp van “personal monitoring” zijn de meest aangewezen methoden, eventueel ondersteund door modelmatige schattingen.
- De blootstellingsschatting kan ook uitgevoerd worden om de noodzaak van sanering van bijvoorbeeld verontreinigde grond, een afvaldump of een opslagplaats voor radioactief afval te onderzoeken. De huidige en toekomstige relatie tussen de gemeten verontreiniging en de individuele actuele blootstelling is hier van belang en deze kan in eerste instantie het best modelmatig worden onderzocht.
- De blootstellingsschatting kan gebruikt worden om de coïncidentie tussen de uitstoot van een bron en geobserveerde effecten te leggen, in een situatie dat de bron een complex mengsel uitstoot. Er worden dan één of meerdere stoffen gemeten, waarvan de concentraties als proxy worden gezien voor het complexe (en vaak qua samenstelling onbekende) mengsel. Het kan daarbij gaan om stoffen die zelf een toxisch effect kunnen hebben, maar dat hoeft niet per se. Een voorbeeld is het gebruik van NO_x als proxy voor verkeersgerelateerde blootstelling. Geobserveerde effecten worden vervolgens gerelateerd aan de concentratie van de proxy.
- Tenslotte kan de blootstellingsschatting ook ingezet worden voor prioritering, waarbij de nadruk ligt op relatieve risico's. Dit kan het meest effectief met behulp van modelmatige schattingen gebeuren. De blootstellingsschatting kan bijvoorbeeld uitgevoerd worden om de urgentie van sanering van bijvoorbeeld verontreinigde grond of van een afvaldump te onderzoeken.

Naast de blootstellingsschatting ten behoeve van risicobeoordeling kan deze ook worden uitgevoerd om de algehele blootstellingsstatus van humane populaties en trends daarin te onderzoeken ten behoeve van milieu- en volksgezondheidsverkenningen en epidemiologisch onderzoek. Hoewel in dit rapport deze activiteit afzonderlijk beschouwd wordt, kan ze ook gezien worden als een specifiek onderdeel van de risicobeoordeling. Metingen zijn hierbij essentieel, zowel via “personal monitoring” als via de bepaling van biologische indicatoren en metingen in media. De modelmatige benadering speelt hier in toenemende mate een rol.

2.2.2. Stoffen

2.2.2.1 Definities

Blootstelling is het in contact komen met een bepaalde concentratie van een chemische stof (Vermeire en van Veen, 1995; Lebreton et al., 1996). De concentratie van een stof in een medi-

um (voedsel, water, lucht, consumentenprodukt) in contact met het lichaam is een potentiële blootstelling, die vertaald kan worden naar een actuele blootstelling door rekening te houden met tijd en plaats van contact. Naast dit onderscheid tussen potentiële en actuele blootstelling is het zinvol onderscheid te maken tussen externe en interne blootstelling. Externe blootstelling, de blootstelling aan de buitenkant van het lichaam (maag-darmkanaal, long, huid) wordt een interne blootstelling na opname. Dosis is de hoeveelheid van een stof die aan de buitenkant van het lichaam (externe dosis) of in het lichaam (interne dosis) terecht komt. De dosis wordt bepaald door het produkt van de concentratie in een medium en de hoeveelheid medium die oraal of inhalatoir wordt ingenomen of waarmee de huid in contact komt (Vermeire en van Veen, 1995).

2.2.2.2 Rol van blootstelling in de risicobeoordeling

De essentie bij een blootstellingsschatting is tweeledig. Ten eerste wordt bepaald wat de concentratie van een stof in een medium, zoals lucht of water, is. Ten tweede wordt bepaald waar, hoe, hoelang en hoe vaak men in contact komt met het betreffende medium. Deze twee punten samen beschrijven de blootstelling van een persoon of een populatie (Ott, 1985; Liroy, 1991; Lebreton et al., 1996; van Veen, 1996).

2.2.2.3 Blootstellingsmaten

Het verloop van de blootstelling zal over het algemeen in de tijd variëren. Omdat een dergelijke tijdreeks zeer veel verschillende waarden voor de blootstelling heeft, is het onmogelijk de gehele tijdreeks in een risico-analyse te gebruiken. Daarom worden van de tijdreeks maten afgeleid, die de blootstelling samenvatten. Op verschillende tijdschalen vatten deze maten de blootstelling samen. De te gebruiken tijdschaal hangt af van de te verwachten effecten, omdat effecten die snel optreden gerelateerd zullen zijn aan de momentane concentratie, terwijl effecten die zich langzaam ontwikkelen gerelateerd zullen zijn aan lange termijn gemiddelden. Van korte naar lange tijdschaal zullen de volgende maten bruikbaar zijn, waarbij de lijst niet volledig zal zijn.

Maximum concentratie

Op het moment dat effecten instantaan optreden zal de grootte van het effect direct aan de concentratie gerelateerd zijn. De hoogste concentratie zal daarbij het grootste effect veroorzaken, zodat de maximumconcentratie een relevante blootstellingsmaat vormt.

Korte-termijn of gebeurtenisgemiddelde

Op het moment dat effecten enige, maar niet al te lange tijd nodig hebben om zich te ontwikkelen, kan het korte termijn gemiddelde gebruikt worden. Als de blootstelling gedurende duidelijke gebeurtenissen plaatsvindt, bijvoorbeeld door het gebruik van producten, dan kan een gebeurtenisgemiddelde genomen worden.

Lange-termijn gemiddelde

Het lange termijn gemiddelde zal een blootstellingsmaat zijn die van toepassing is bij zich langzaam ontwikkelende effecten, die soms tientallen jaren nodig zullen hebben om zichtbaar te worden. Het lange termijn gemiddelde is verder identiek aan het korte termijn gemiddelde

en wordt hier naar voren gebracht omdat de middelingstijd in de orde van decennia of de levensduur ligt.

Frequentie

Het belang van de frequentie als blootstellingsmaat is vooral gelegen in het feit dat stoffen zich in het lichaam kunnen ophopen als de toediening frequent genoeg gebeurt, terwijl na eenmalige toediening van ophoping geen sprake is.

2.2.3. Straling

De *geabsorbeerde dosis*, D , gedefinieerd als de (gemiddelde) geabsorbeerde energie (J) per massa-eenheid (kg), is de fundamentele grootheid in de stralenbescherming (ICRU, 1980; ICRP, 1991; ICRP, 1993). Deze grootheid heeft een speciale eenheid, de *gray* ($\text{Gy} = \text{J kg}^{-1}$), gekregen. De kans op stochastische effecten hangt echter niet alleen af van de geabsorbeerde dosis, maar ook van het stralingstype. De *equivalente dosis* in een orgaan of weefsel, H_T , gedefinieerd als (ICRP, 1991)

$$H_T = \sum_R w_R \cdot D_{T,R} \quad (1)$$

brenkt dit effect in rekening. In formule 1 is w_R de *stralingsweegfactor* en $D_{T,R}$ de over orgaan T gemiddelde geabsorbeerde dosis van stralingstype R . De equivalente dosis wordt uitgedrukt in de eenheid *sievert* ($\text{Sv} = \text{J kg}^{-1}$). Dit geldt meer algemeen voor grootheden die een dosis uitdrukken waarin op een of andere wijze een biologische weegfactor verdisconteerd is. De waarde van de weegfactoren hangt af van de dichtheid aan ionisaties langs het spoor van het ioniserende deeltje en varieert van één (e.g. fotonen en elektronen) tot 20 (e.g. α -deeltjes) (ICRP, 1991).

De kans op een stochastische effect hangt ook samen met het bestraalde orgaan of weefsel. Om hier rekening mee te houden is de zogenaamde *effectieve dosis*, E , gedefinieerd volgens (ICRP, 1991)

$$E = \sum_{R,T} w_T \cdot w_R \cdot D_{T,R} \quad (2)$$

De genormaliseerde *orgaan weegfactoren*, w_T , zijn een maat voor het risico dat zich in het bestraalde orgaan een letale kanker ontwikkelt. De waarde van de weegfactoren hangt af van de huidige situatie. Zo wordt rekening gehouden met de medische mogelijkheden om een bepaald kankertype te genezen. De huidige waarden zijn 0.01 (huid, beenoppervlak), 0.05 (blaas, borstklieren, lever, maagdarmkanaal, schildklier), 0.12 (rode beenmerg, dikke darm, longen, maag), 0.20 (geslachtsorganen) en 0.05 voor het totaal aan overige inwendige organen (ICRP, 1991).

De effectieve dosis, E (Sv), is momenteel de meest gebruikte grootheid om de humane schade als gevolg van blootstelling aan straling uit te drukken. Nadrukkelijk zij vermeld dat deze

grootheid alleen maar betekenis heeft in het licht van mogelijk optredende stochastische effecten. Voor deterministische effecten blijft de geabsorbeerde dosis, D (Gy), meest betekenisvol. Verder dient men zich te realiseren dat de effectieve dosis gedefinieerd is binnen een stralenbeschermingsmodel dat verregaande vereenvoudigingen bevat, zoals (1) de aanname van een lineaire dosis-respons relatie, en (2) de aanname dat alleen de totale ontvangen dosis van belang is, en niet het dosistempo. Beide punten zijn onderwerp van hevige discussie. Om enigszins aan deze kritiekpunten tegemoet te komen heeft de ICRP zogenaamde *nominale fatale risico coëfficiënten* gedefinieerd die de kans op fatale kanker per eenheid effectieve dosis schatten. De waarde van deze risico-coëfficiënten hangt af van de hoogte van de dosis, het dosistempo en de doelgroep. Zo is de huidige ICRP-waarde voor de totale bevolking $5.0 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ (lage dosis en laag dosistempo). De Nederlandse overheid hanteert overigens een afwijkende risicocoëfficiënt van $2.5 \times 10^{-2} \text{ Sv}^{-1}$ (Anon., 1996).

Zoals gezegd is de effectieve dosis de meest aangewezen grootheid om de humane schade als gevolg van blootstelling aan ioniserende straling uit te drukken, maar het is een *berekende* grootheid, die *niet (direct) meetbaar* is. Bij blootstelling aan externe stralingsvelden (γ - en/of X-straling) gaat men meestal uit van meetbare (fysische) grootheden als *kerma in lucht*, K_{air} (Gy) of het *omgevingsdosisequivalent*, $H^*(10)$. Een oude maar nog vaak gebruikte grootheid is *exposie*, X , uitgedrukt in *röntgen* (R) (e.g. ICRU, 1980; ICRU, 1988). Bij blootstelling aan een goed gekarakteriseerd extern (gamma)stralingsveld kan de effectieve dosis vervolgens berekend worden. Van belang daarbij zijn het energiespectrum van het stralingsveld, de geometrie van het veld in relatie tot het object en de leeftijd van de bestraalde persoon. Deze verbanden zijn inmiddels uitgezocht en in de literatuur gemeld (e.g. Yamaguchi, 1994; Sinclair, 1996).

Na een inwendige besmetting loopt het slachtoffer gedurende enige tijd een stralingsdosis op. De zogenaamde *effectieve volg dosis* is de integraal van het effectieve dosistempo ten gevolge van een (éénmalige) inname van een radioactieve stof. Voor volwassenen wordt standaard een integratietijd van 50 jaar genomen, voor kinderen is dat 70 jaar minus hun leeftijd. De effectieve volg dosis wordt bepaald aan de hand van modelberekeningen. Zo bestaan er modellen voor de depositie van radionucliden in de luchtwegen (e.g. Jarvis et al., 1993; ICRP, 1994) en de opname van radionucliden na ingestie (e.g. Phipps et al., 1991; Birchall en Hutton, 1992). Deze modellen zijn en worden nog steeds in internationaal verband verder ontwikkeld. De ICRP, en andere onderzoeksinstanties zoals de NRPB, publiceren regelmatig overzichten van op modelberekeningen gebaseerde *dosisconversiecoëfficiënten* (DCC's), die voor een zeker radionuclide de effectieve dosis geven als gevolg van de inname van een standaard hoeveelheid activiteit (e.g. ICRP, 1996). DCC's zijn o.a. bepaald voor diverse leeftijdsgroepen en (in geval van inhalatie) voor verschillende typische aerosolgroottes (AMAD's). In de onlangs uitgegeven richtlijnen van de Europese Unie wordt het gebruik van (op ICRP gegevens gebaseerde) DCC's voorgeschreven (EU, 1996). Door deze internationale harmonisatie vervalt de noodzaak om voor praktische doeleinden zelf modellen te ontwikkelen respectievelijk toe te passen voor de berekening van de stralingsdosis ten gevolge van blootstelling aan ioniserende straling en/of radioactiviteit.

2.3. Een vergelijking

De deelterreinen van stoffen en ioniserende straling vertonen een groot aantal overeenkomsten met betrekking tot wetgeving en wetenschappelijk focus. Daarnaast zijn er enkele belangrijke verschillen te constateren die voor een deel historisch en voor een deel uit 'de aard der dingen' zijn te verklaren. De overeenkomsten en verschillen zijn kort behandeld per onderdeel en zijn samengevat in Tabel 1 (zie ook Moen et al., 1992).

Tabel 1: Vergelijking tussen risicobeoordeling voor stoffen en straling

	Stoffen	Straling
Wetenschappelijke achtergrond	sterk biologisch (toxicologisch) gericht	sterk fysisch gericht
Wetenschappelijke focus	nadruk op verspreidingsmechanismen, effecten	nadruk op bescherming (in eerste instantie van radiologische werkers) (medische) wetenschap, later sterk door publieke opinie beïnvloed (tegen kernenergie)
Regelgeving geïnitieerd vanuit	publieke opinie	
Internat. richtlijnen	na ca. 1970	na ca. 1920, ICRP vanaf 1928
Regelgeving	nationaal (per land verschillend), meeste wetten vanaf 1970	boven-nationaal EURATOM vanaf 1957, kernenergiewet vanaf 1970
Normstelling	normstelling voor compartiment (bo/lu/wa), werkplek, consumentenproducten	normstelling met name naar ontvangen dosis. Sterk bron- en doelgroep gericht. Opdeling in compartimenten van ondergeschikt belang.
Ontwikkeling normen	normen nog volop in ontwikkeling	normen vanaf begin steeds naar beneden bijgesteld
Streven	was: streven naar zo laag als mogelijk (full protection from adverse effects), nu: voorkomen deterministische effecten en zo laag mogelijke stochastische effecten	streven: voorkomen deterministische effecten, stochastische effecten zo laag mogelijk., afweging benefits
Gebruiksprioritering	geen	1. rechtvaardiging gebruik 2. ALARA 3. individuele dose-limits
Overleg fora	nationaal en internationaal (EU, OESO)	internationaal (ICRP, IAEA, EU, UNSCEAR)
Uitgangspunt Achtergrond	concentratie als uitgangspunt achtergrondconcentratie in principe ook meegenomen	bron als uitgangspunt achtergrondstraling niet in dosislimieten verdisconteerd
Lichaamsverspreiding	diverse farmacokinetische modellen	ICRP-modellen voor alle radionucliden
Herkomst dosis-effect relatie	extrapolatie voornamelijk vanuit laboratoriumexperimenten met proefdieren bij hoge concentraties naar lage concentraties; soms uit epidemiologisch onderzoek	interpolatie vanuit slachtoffers atoombom, data m.b.t. langdurige blootstelling mijnwerkers, dial painters, dierproeven
Type effecten van belang voor regelgeving	carcinogeen/niet-carcinogeen	carcinogeen
Eindpunten	divers	uniform (Sv)

Wetgeving

Een belangrijk verschil tussen de wetgeving voor ioniserende straling en die voor stoffen is dat de milieuwetgeving voortkomt uit een gerichtheid op de volksgezondheid en niet op de bescherming van een specifieke beroepsgroep. Hiermee samenhangend is de milieuwetgeving niet gericht op een specifieke bron, maar op een gezonde leefomgeving. Zorg voor het milieu was tot aan de jaren zeventig voor een groot deel in particuliere handen en de bemoeienis van de rijksoverheid met het milieu zeer beperkt. Wel waren er enkele rijksinstituten die zich al een aantal decennia met monitoring en vaststellen van de voornaamste knelpunten bezighielden zoals het RID en het RIZA. Met de Hinderwet, die tot in de jaren zeventig van kracht is geweest, was slechts een beperkt ingrijpen van de rijksoverheid mogelijk. De toename van de bevolking, het particuliere autobezit en de stijging van het ruimtebeslag gedurende de jaren vijftig en zestig noodzaakte echter een grotere overheidsbemoeienis (Brussaard et al., 1989), hetgeen in 1970 in het eerste departement met als hoofdtaak milieuhygiëne resulteerde.

Onderzoek

In het beginstadium van ontwikkeling van het terrein van de stralingsbescherming waren het veelal technische wetenschappers en fysici (fysische beschrijving van ioniserende straling) die zich met de problematiek van de stralingsbescherming hebben beziggehouden. Medische wetenschappers waren er als toepassers van Röntgenstraling eveneens bij betrokken. Met de eerste pragmatische richtlijnen van 1934, en een fysische beschrijving van de effecten van straling halverwege de jaren dertig werd een solide basis gelegd voor verdere studie van de effecten van ioniserende straling. In een later stadium mengden zich ook meer biologisch getinte wetenschappers die zich bezig hielden met o.a. verspreiding van nucliden in het lichaam, en effecten in het onderzoek.

De studie van de effecten van stoffen is pas in de jaren vijftig op gang gekomen. Van meer gecoördineerd onderzoek is pas vanaf de jaren zeventig en tachtig sprake. Bij de onderbouwing van de wetgeving voor stoffen waren het voornamelijk epidemiologen, experimentele biologen, biostatistici en bovenal volksgezondheidsdeskundigen die een belangrijke rol speelden (US-EPA, 1992). Voor een deel houdt dit verband met de diversiteit aan stoffen en de complexiteit bij het beschrijven van de effecten.

Publieke opinie

Tot ver in de jaren vijftig was de stralingsbescherming en de regelgeving op het gebied van straling een medisch en/of militair georiënteerde wetenschappelijke aangelegenheid. Met de ontwikkeling van de kernwapens en de opkomst van de nucleaire industrie is er pas een bredere publieke belangstelling ontstaan. De algemene bezorgdheid leidde in het begin van de jaren zestig tot een algeheel verbod op bovengrondse kernproeven. Bescherming van de bevolking speelde in het beginstadium van de stralingsbescherming nauwelijks mee. Pas vanaf 1955 werd naast 'occupational' ook 'the general public' in de bescherming betrokken.

Bij de toenemende belangstelling voor het milieu speelde de publieke opinie vanaf de jaren zestig een grote rol (zie par 2.1.1). Doordat het milieubeleid veel meer gericht was op de

compartimenten dan het beleid op het gebied van ioniserende straling heeft vanaf het begin de bescherming van het publiek een belangrijke rol gespeeld.

Blootstelling

De belangrijkste belastingspaden voor blootstelling aan straling zijn externe bestraling, inhalatie en ingestie. In de jaren dertig is de energieafgifte door Gray als belangrijkste proces in de interactie tussen straling en materiaal bestempeld (zie par. 2.1.2.2). In 1950 werd op de eerste bijeenkomst van de ICRU twee voorstellen gedaan voor een stralingseenheid, gebaseerd op de hoeveelheid energie die door (biologisch) materiaal wordt opgenomen. Deze voorstellen werden in 1953 aangenomen (Taylor, 1971). De effectieve dosis, uitgedrukt in sievert, is de meest aangewezen blootstellingsgrootte voor stochastische effecten van ioniserende straling terwijl de geabsorbeerde dosis (Gray) dit is voor de deterministische effecten.

Blootstelling aan stoffen vindt vooral plaats via inhalatie, ingestie en dermaal. De externe blootstelling wordt veelal uitgedrukt als een concentratie in het betreffende medium. De hieruit af te leiden externe of interne dosis wordt uitgedrukt in massa-eenheden per tijdseenheid of massa-eenheden per eenheid lichaamsgewicht of lichaamsoppervlak per tijdseenheid.

Effecten

Het feit dat alle effecten van straling zijn terug te voeren op energie-afgifte aan materie is een belangrijk verschil met de effecten die bij stoffen worden waargenomen en die veel diverser van aard zijn. De nadruk ligt bij straling op stochastische effecten welke lineair gerelateerd worden geacht met de stralingsdosis. Voor wat betreft stoffen kan gesteld kan worden dat het onderzoek naar de effecten van stoffen nog in volle gang is. De effecten kunnen zowel deterministisch als stochastisch van aard zijn. Voor stoffen een drempelwaarde voor toxiciteit wordt een veilig geacht niveau voor de mens geëxtrapoleerd vanuit deze drempelwaarde door toepassing van onzekerheidsfactoren.

Internationaal overleg

Al in een vroeg stadium van de ontwikkeling van de stralenbescherming werd de noodzaak van internationaal overleg ingezien om te komen tot eenduidige beschermingsmaatregelen en werd voor een pragmatische benadering gekozen. Vanaf 1928 ging een zeventallige internationale commissie zich bezig houden met de stralingsbescherming (zie par. 2.1.2). In 1934 resulteerde dit in een aanbeveling om voor Röntgenstraling een zogenaamde 'tolerance dose' te hanteren. Tegenwoordig zijn er verschillende internationale organen die zich met verschillende aspecten van ioniserende straling bezighouden (o.a. IAEA, ICR, ICRP, EU, zie par. 2.1.2.1).

De aanpak van milieuproblemen verschilt sterk per land (zie o.a. Visser, 1991). Niet alleen de aanpak verschilt, maar vaak ook de gehanteerde normen. De laatste jaren is het internationaal overleg op het gebied van regelgeving ten aanzien van stoffen sterk toegenomen, niet in de laatste plaats door inspanning van de EU en de OESO. Dit heeft deels geleid tot geharmoniseerde wetgeving in de verschillende landen.

3. BLOOTSTELLINGSSCHATTING OP HET RIVM

3.1. Overzicht van de blootstellingsschatting op het RIVM

Tabel 2 geeft een overzicht van de rol van specifieke RIVM-laboratoria in de blootstellings-schatting van stoffen en straling (RIVM, 1995). Daarbij is onderscheid gemaakt tussen ontwikkeling van instrumenten voor blootstellingsschatting, i.e. meetmethoden en modelontwikkeling (kolom 4), en toepassing van deze instrumenten ten behoeve van risicobeoordeling (kolom 2) of de bepaling van blootstellingsstatus en trends daarin ten behoeve van milieu- en volksgezondheidsverkenningen en epidemiologisch onderzoek (kolom 3; zie voor een omschrijving hiervan 2.2.1). Zoals eerder vermeld kan de laatste activiteit ook als een specifiek onderdeel van de risicobeoordeling beschouwd worden. Blootstellingsschattingmodellen in beide categorieën kunnen identiek zijn.

Tabel 2: De rol van RIVM-laboratoria in de toepassing en ontwikkeling van blootstellingsschattinginstrumenten voor stoffen en straling (RIVM, 1995).

	Toepassing		Ontwikkeling
	Risicobeoordeling	Status en trends	
Sector II			
CCM	x	x	x
VTV		x	
Sector III			
ARO			x
LAC			x
LOC			x
Sector IV			
CSR	x		x
ECO	x		x
IEM	x		
LBO	x		x
LEO	x		
LSO	x	x	x
VIC	x		x
Sector V			
LAE	x	x	x
LBG	x	x	x
LWD	x	x	x
LLO	x	x	x
MNV		x	

Blootstellingsschatting als onderdeel van de risicobeoordeling en normstelling voor de mens vindt vooral in sector IV plaats en, voor de specifieke compartimenten, in sector V. LAE heeft hier een bijzondere plaats ingenomen, omdat het zich concentreert op het begin van de causale keten, het onderdeel emissieschattingen, en op dit gebied ondersteuning verleent aan andere laboratoria in de sectoren IV en V. De ontwikkeling van blootstellingsschattingmodellen, inclusief verspreidingsmodellen, vindt eveneens voornamelijk plaats in de sectoren IV en V. In het volgende hoofdstuk wordt hierop uitgebreid ingegaan. Bij CCM in Sector II vindt blootstellingskarakterisering uit verschillende invalshoeken plaats. In de eerste plaats worden

blootstelling en lichaamsbelasting aan milieuverontreiniging bepaald in steekproeven van de Nederlandse bevolking in het kader van het Bewakingsprogramma Mens, Voeding en Milieu. Ten tweede worden blootstellingsindicatoren ontwikkeld, geëvalueerd en toegepast in het milieu-epidemiologisch effectonderzoek, ondermeer d.m.v. persoonlijke blootstellingsmetingen i.s.m. derden. Ten derde wordt in het kader van Milieu- en Volksgezondheidsverkenningen blootstellingverdelingen beschreven (o.m. Ruimtelijk Beeld Verstoring) en simulatiemodellen ontwikkeld om te schatten bij hoeveel mensen effecten van luchtverontreiniging optreden. Sector III houdt zich bezig met de ontwikkeling en toepassing van meetmethoden. Het blootstellingsonderzoek ter bepaling van blootstellingsstatus en trends daarin betreft monitoring activiteiten en is veelal toeleverend aan VTV en MNV.

Het stralingsonderzoek op het RIVM, dat sterk geconcentreerd is binnen het Laboratorium voor Stralingsonderzoek (LSO), richt zich met name op de bepaling van stralingsrisico's in reguliere en ongevalsomstandigheden. Het onderzoek wordt ondermeer uitgevoerd ter advisering en ondersteuning van de (rijks)overheid bij de ontwikkeling van normstelling, de evaluatie van beleidsmaatregelen, inspectie- en handhavingstaken en de bestrijding van calamiteiten. Ook worden periodiek overzichten gegenereerd van de feitelijke en verwachte risicosituatie in Nederland, o.a. ten behoeve van MB, MV en VTV.

Kwantitatieve risicoschattingen zijn gebaseerd op de modellering van de keten 'bronnen-emissie-verspreiding-blootstelling-dosis/effect-risico'. Voor het eerste deel van de keten wordt o.a. gebruik gemaakt van kennis, expertise en instrumentarium afkomstig van compartimentslaboratoria van sector 5 (LLO, LAE, LBG). Voor het laatste deel van de keten wordt sterk geleund op kennis en richtlijnen die in internationaal verband zijn vastgesteld. Ketenanalyses worden o.a. gebruikt om de effecten van uitgezet beleid te toetsten (e.g. Slaper et al., 1996). Bij de berekening van de blootstelling aan ioniserende straling wordt gebruik gemaakt van (door LSO opgestelde) richtlijnen waarvan toepassing door DGM wordt voorgeschreven (Laheij et al., 1996). Deze zogenaamde RIBRON-richtlijnen worden periodiek bijgesteld.

Binnen MAP Directie wordt door LSO meer fundamenteel gericht onderzoek uitgevoerd. Relevante onderwerpen in relatie tot de blootstelling aan ioniserende straling zijn de (verdere) ontwikkeling van een twee-staps carcinogenese model voor onderzoek naar mogelijke (leeftijdsafhankelijke) dosis-effect relaties bij lage stralingsdoses (e.g. Venema et al., 1994) en de invloed van natuurlijke stralingsbronnen op het totale stralingsniveau [e.g. Smetsers en Blaauboer, 1996).

Tabel 3 beschouwt de blootstellingsschatting als onderdeel van risicobeoordeling en normstelling in de sectoren IV en V. Dit overzicht maakt duidelijk dat er een aanzienlijke overlap lijkt te bestaan in het werkterrein van de laboratoria. Er bestaan dan ook allerlei dwarsverbanden om een zo efficiënt mogelijke werkverdeling te bereiken bij concrete projecten en adviesaanvragen. Het streven is gericht op complementariteit van laboratoria-activiteiten en reductie van overlap. Het voornaamste formele richtsnoer hiervoor is het Meerjarenactiviteitenprogramma (MAP). Coördinatie en aansturing van de planning vindt hier onder regie van het Strategisch Bureau Directie (SBD) en in overleg met de opdrachtgevers primair plaats via een

Tabel 3: Primaire taken van RIVM-laboratoria op het terrein van de humane blootstellings-schatting als onderdeel van risicobeoordeling en normstelling (RIVM, 1995)

Lab.	Werkterrein
Sector II	
CCM	monitoren van blootstelling en lichaamsbelasting van milieuverontreiniging in steekproeven van de Nederlandse bevolking; bepalen van blootstellingscontrasten aan milieuverontreinigende agentia in relatie tot gezondheidseffecten/-risico's in de bevolking
Sector IV	
CSR	risicobeoordeling van stoffen t.b.v. wettelijke kaders en ad hoc advisering inzake actuele risico's met uitzondering van acute vergiftigingen
ECO	blootstelling aan stoffen via het milieu (alle compartimenten)
IEM	ad hoc advisering stoffen bij milieu-incidenten
LBO	kort- en langdurende blootstelling van consumenten, blootstelling via voeding/voedselketen/lucht, interne blootstelling
LEO	risicobeoordeling van stoffen bij langdurende blootstelling
LSO	risicobeoordeling van straling t.b.v. wettelijke kaders en ad hoc adviezen
	risicobeoordelingen van stoffen en straling bij calamiteiten (externe veiligheid)
VIC	risicobeoordeling van stoffen t.b.v. ad hoc adviezen bij met name acute vergiftigingen, onderzoek naar kortdurende en herhaalde blootstelling van vrijwilligers (voeding, vaccins, geneesmiddelen), risicobeoordeling van straling
Sector V	
LAE	emissieschattingen
LBG	blootstelling bij bodemverontreiniging
LWD	blootstelling via drinkwater
LLO	blootstelling via lucht

portfeuillehouder Milieu, Volksgezondheid en Directieonderzoek, clustercoördinator en projectleider.

Daarnaast kunnen drie belangrijke dwarsverbanden genoemd worden: het Integraal Modellen Overleg (IMO), het Dwarsverband Dosis-Effect Modelling (DDEM) en het project Humane Blootstelling:

- Het IMO fungeert als instituutsbrede overleggroep die moet bijdragen aan kwaliteitsborging en efficiëntie van het modelleringsonderzoek en aan de ondersteuning van de inhoudelijke afstemming van modellen vanuit methodologisch perspectief (MAP-Directie, project 713501). Een van de instrumenten voor de tweede doelstelling is beoordeling van projecten op modelleringsaspecten. Het IMO richt zich vooral op de integrale modellering ten behoeve van toekomstverkenningen.
- Het DDEM is in 1991 opgericht om het gebruik van mathematische modellen ter verbetering van de kwantitatieve aspecten van de risicobeoordeling van stoffen en straling in de sectoren IV en V te bevorderen. Het DDEM heeft daartoe onder meer een vergelijking gemaakt tussen methoden zoals die ten aanzien van straling en een grote diversiteit aan stoffen zijn en worden gebruikt (MAP-Volksgezondheid, project 604012). Vanaf 1995 richt het DDEM zich tevens op het probleem van de vergelijkbaarheid van gezondheidsrisico's.
- Het doel van het project Humane Blootstelling is reeds uiteengezet in Hoofdstuk 1. In het kader van dit project zijn ook een aantal interne RIVM workshops georganiseerd om een platform te bieden aan onderzoekers op het terrein van de humane blootstellingsschatting.

3.2. Vragen van opdrachtgevers

Tabellen 2 en 3 geven al een indicatie voor het soort vragen die door opdrachtgevers aan het RIVM gesteld worden. Wat betreft de blootstellingsschatting in de risicobeoordeling van stoffen en straling kan de volgende indeling gemaakt worden:

1. Ad hoc risicobeoordelingen: deze worden opgesteld in geval van incidenten zoals milieurampen waarbij stoffen vrijkomen (VWS/HIMH), kernongevallen (VWS/HIMH), acute intoxicaties (VWS: IGB, IGZ, GZB), blootstelling aan straling (VWS: CSZ en VI), blootstelling via consumentenprodukten (VWS: IGB) en verontreiniging van voeding, drinkwater en lucht (VWS: IGB, VI). Betrokken laboratoria in de eerste lijn zijn CSR, IEM, LSO en VIC met ondersteuning van deskundigen uit vele andere RIVM-laboratoria. De ad hoc vragen moeten meestal snel tot zeer snel beantwoord worden, soms op basis van summiere informatie, en leunen daarom zwaar op de aanwezige deskundigheid en data. Tevens is de tijdigheid van de advisering een beperkende factor voor de diepgang van de risicobeoordeling. Deze eisen combinerend met de kenmerken van blootstellingsbepalingsmethoden (zie 2.3) zullen vooral schattingen op basis van beperkte metingen en modelmatige schattingen toegepast worden.
2. Risicobeoordelingen in wettelijke kaders: deze worden op reguliere basis opgesteld, met name bij CSR in samenwerking met deskundigen uit allerlei RIVM-laboratoria. Daarnaast heeft LGM een rol in de toelating van geneesmiddelen en LBG stelt risicobeoordelingen op in het kader van de Wet bodembescherming. Zoals in hoofdstuk 2.3 beschreven spelen bij de risicobeoordeling modelmatige schattingen een belangrijke rol. Voor de meeste kaders zijn blootstellingsschattingmethoden in ontwikkeling of reeds operationeel om een reproduceerbare en tijdige beoordeling te kunnen garanderen. De benadering is iteratief: via een screening worden de meest risicovolle stoffen geselecteerd voor nadere risicobeoordeling op basis van meer data. Er wordt op ruime schaal internationaal samengewerkt, met name in het kader van de WHO, OESO en EU. Het gaat hier om de volgende kaders:
 - Wet milieugevaarlijke stoffen: nieuwe stoffen (EU-Richtlijn 92/32/EC), bestaande stoffen de volgende onderverdeling van het type vragen te maken (tussen haakjes de opdrachtgevers):(aandachtstoffen nationaal, EU-Verordening 793/93, OESO) (opdrachtgevers DGM/SVS en VWS/GZB);
 - Bestrijdingsmiddelenwet: gewasbeschermingsmiddelen (EU-Richtlijn 91/415/EC), niet-landbouwbestrijdingsmiddelen (EU-Richtlijn 7883/96/EC) (opdrachtgevers DGM/DWL en VWS/GZB);
 - Diergeneesmiddelenwet: diergeneesmiddelen (EU-Richtlijn 81/853/EC) en veevoederadditieven (EU-Richtlijnen 94/40/EC en 70/524/EC) (opdrachtgevers VWS/GZB en LNV);
 - Wet op de Geneesmiddelenvoorziening: veiligheid geneesmiddelen (implementatie van ICH richtlijnen door de EU).
 - Warenwet: verpakkingsmiddelen, cosmetica, voedselcomponenten, voedseladditieven, novel foods, geur- en smaakstoffen (opdrachtgevers VWS/GZB en EU).
 - Wet bodembescherming: bodemverontreinigingen (opdrachtgever DGM/Directie Bodem).
 - Kernenergiewet: stralingsbronnen (Euratom Richtlijnen 96/29).

3. Risicobeoordelingen voor specifieke stoffen of stofgroepen (opdrachtgevers DGM, VWS en Directie-RIVM): voorbeelden zijn vragen over radon en UV (bij LSO) en over dioxine, nitraat, vitamine A en ozon (bij CSR, LBO en LEO);
4. Onderbouwend onderzoek ter verbetering en ontwikkeling van blootstellingsschatting-instrumenten (opdrachtgevers DGM, VWS, EU, RIVM-directie). De betrokken laboratoria zijn CSR, ECO, LBO, LBG en LEO. In het volgende hoofdstuk zullen de betreffende modellen uitgebreid worden besproken. Een aantal van deze modellen richten zich niet alleen op de blootstellingsschatting maar leggen tevens een beoordelingssystematiek vast gaande van bron of milieucompartiment naar effect en risico.

Er is de laatste jaren een groeiende behoefte van opdrachtgevers aan dergelijke beoordelingssystemen zoals blijkt uit de volgende drie recente projectvoorstellen op het terrein van de humane risicobeoordeling van stoffen:

- Haalbaarheidsstudie humane blootstelling voeding (MAP Volksgezondheid 1996, project 604502): volgens het projectvoorstel is het doel hiervan de haalbaarheid te onderzoeken van een generiek aanpak van de blootstellingsschatting voor ad hoc vragen over de actuele risico's van stoffen in voeding .
- Risicoschatting bij normoverschrijding (MAP Volksgezondheid 1997, project 620555): volgens het projectvoorstel is het doel hiervan is een leidraad op te stellen waarin procedures en beslismomenten voor de humane risicobeoordeling worden opgenomen die kunnen worden gevolgd bij normoverschrijding.
- Humane risicoschatting bij een integrale, multiroute blootstelling aan chemische stoffen (MAP directie, project): het doel is de ontwikkeling van een kwantitatieve methodiek waarmee het mogelijk is actuele risico's van stoffen te schatten.

4. ANALYSE VAN RIVM-MODELLEN VOOR BLOOTSTELLINGSSCHATTING

4.1. Inleiding

Dit hoofdstuk analyseert RIVM-blootstellingsschattingmodellen op verschillende aspecten: de doelstelling van het model, het toepassingsgebied en eventuele wetelijke kaders waarin het model een rol speelt bij de risicobeoordeling, het principe, de beschikbaarheid van het model en de vorm waarin het produkt beschikbaar is en de mate waarin modelanalyse, i.e. validatie, onzekerheids- en gevoeligheidsanalyse, heeft plaatsgevonden.

Tabel 4 toont de besproken modellen alsmede het RIVM-laboratorium dat het project trekt. Elk model wordt uitgebreid beschreven in Appendix II. Daarin wordt elke analyse voorafgegaan door een overzichtsfiguur waarin vetgedrukt wordt aangegeven welke blootstellingsmedia en routes in het modelscenario globaal worden meegenomen. De analyse betreft de doelstelling en toepassing van het model, het principe ervan, de beschikbaarheid voor derden, de mate van modelanalyse die tot op heden is uitgevoerd en een overzicht van modelparameterwaarden. In de volgende analyses zal het externe veiligheidsmodel SAFETI niet meer voorkomen aangezien het niet beschouwd wordt als een humaan blootstellingsschattingmodel. Het EUSES model kan beschouwd worden als een tweede versie van USES 1.0 (zie Appendix II). Dit rapport zal USES 1.0 bespreken.

Tabel 4: RIVM-modellen voor blootstellingsschatting

Model	Lab.
AIRPEX	LBO
BinBeta	LWD/MGB
CONSEXPO	LBO
CSOIL	LBG
MiniBIOS	LSO
NUCRED	LSO
PC COSYMA	LSO
PBPK-modellen	LBO/LEO
REM2	LSO
RISKA	LSO
SAFETI	LSO
SEDISOIL	LBG
SOIL_RAD	LSO
STEM	LEO
USES 1.0 (EUSES)	CSR
UV-ketenmodel	LSO

4.2. Doelstelling

Tabel 5 geeft een overzicht van de wetenschappelijke doelstelling van elk blootstellingsschattingmodel. Toepassingen komen in 3.3 aan de orde. Vermeld is welk type agens en welke blootstellingssituatie met het model kan worden onderzocht. Ook is aangegeven of het model potentiële dan wel actuele en externe dan wel interne blootstelling schat. Een model wordt geacht interne blootstelling te schatten indien het de systemische belasting via een geschatte of gemeten opnamefactor berekent.

Van de genoemde modellen bevatten CSOIL, USES 1.0 en het UV-ketenmodel ook een effectmodule en een module voor de vergelijking van blootstelling en (geen-)effectniveau's ter karakterisering van het risico. Deze modellen volgen derhalve een vastgelegde beoordelings-systeematiek.

Tabel 5: Wetenschappelijke doelstelling van RIVM-modellen voor blootstellingsschatting

Model	Agens	Blootstellingssituatie	P/A ¹	E/I ²
AIRPEX	chemische stof: aerosol of gas	via luchtverontreiniging, inhalatie	P+A	E
BinBeta	micro-organismen	drinkwater via oppervlaktewater	P	E
CONSEXPO	chemische stof	via consumentenprodukten, alle routes	P+A	E+I
CSOIL	chemische stof	via bodemverontreiniging, alle routes	P+A	E
MiniBIOS	radionucliden	multimedia blootstelling na opslag; ingestie, inhalatie, externe straling	P	E
NUCRED + RISKA	radionucliden	multimedia blootstelling na lozing naar lucht; ingestie, inhalatie, externe straling	P	E+I
PBPK-modellen	chemische stoffen	-	A	I
PC COSYMA	radionucliden	multimedia blootstelling na lozing naar lucht; ingestie, inhalatie, externe straling	P	E+I
REM2	radionucliden	via lucht na lozing naar lucht; inhalatie en externe straling	P+A	E+I
SEDISOIL	chemische stoffen	via waterbodems, alle routes	P	E+I
SOIL_RAD	radionucliden	via bodem; externe straling	P	E
STEM	chemische stoffen	via voeding; oraal	A	E
USES 1.0	chemische stoffen	multimedia na emissies vanuit puntbron of regio en via consumentenprodukten; alle routes	P	E
UV-ketenmodel	UV-straling	via atmosfeer, externe straling	A	E

¹ P = potentiële blootstelling; A = actuele blootstelling² E = externe blootstelling; I = interne blootstelling

Voor definities: zie 2.2

4.3. Toepassing

Tabel 6: Toepassing van RIVM-modellen voor humane blootstellingsschatting

Model	Operationeel (ja/nee)	Wettelijk kader	Bijzonderheden
AIRPEX	n	WMS ¹ -bestaande stoffen, BMW, WLV	bedoeld voor risicobeoordeling van bekende luchtverontreinigende stoffen
BinBeta	n	Waterleidingwet	risicobeoordeling pathogenen in drinkwater
CONSEXPO	j	Warenwet, WMS	risicobeoordeling voor (stoffen in) consumentenprodukten
CSOIL	j	Wet bodembescherming	vaststelling interventiewaarden en beoordeling actuele risico's
MiniBIOS	j	Kernenergiewet	risicobeoordeling opslag radioactief afval
NUCRED+RISKA	j	Kernenergiewet	risicobeoordeling ongevallen nucleaire installaties
PBPK-modellen	j		beoordeling actuele risico's van specifieke stoffen
PC COSYMA	j	Kernenergiewet	risicobeoordeling van ongevalslozingen
REM2	j	Kernenergiewet	beoordeling korte-termijn risico's van ongevalslozingen
SEDISOIL	j	Wet bodembescherming	beoordeling actuele risico's
SOIL_RAD	j	Kernenergiewet	risicobeoordeling van bodemverontreiniging
STEM	j	WMS	beoordeling korte- en lange-termijnrisico's van stoffen in voeding
USES 1.0	j	WMS, BMW	prioritering en iteratieve risicobeoordeling van stoffen
UV-ketenmodel	n		risicobeoordeling UV in relatie tot ozonafbraak

¹ WMS = Wet Milieugevaarlijke Stoffen

BMW = Bestrijdingsmiddelenwet

WLV = Wet op de Luchtverontreiniging

Tabel 6 laat meer zien over de doelstellingen van elk model voor wat betreft het toepassingsgebied. Het aangegeven wettelijk kader in kolom 3 is uiteraard niet restrictief. Aangegeven is ook of het betreffende model operationeel is (kolom 2), dat wil zeggen of het reeds is toegepast in genoemde kaders.

Voor wat betreft de operationele modellen uit Tabel 6 zijn PC COSYMA en een aanpassing van USES 1.0 (EUSES; zie Appendix II) ook in het kader van EU-regelgeving als risicobeoordelingsinstrument geaccepteerd.

4.4. Principe

Tabel 7 geeft een globaal overzicht van het principe van elk model. Voor details wordt verwezen naar Appendix II.

Tabel 7: Principe van de RIVM-blootschattingsmodellen (deel I)

Model	Scenario's	Schalen Ruimte ¹ Tijd ²		Resultaten	Gegevensbehoefte
AIRPEX	micro-omgevingen (bijv. auto, park, binnenmilieu) in relatie tot regionale macro-omgevingen en activiteiten individuen	R,L	A,C	geïnhaleerde dosis per individu en voor populatie + spreiding	activiteitenpatronen, demografie, depositie- en opnameparameters, fysisch-chemische stoffeigenschappen, concentraties in macro-omgeving als functie tijd
BinBeta	langdurig verblijf pathogenen in water en verwijdering daaruit	nvt ³	nvt	concentratie pathogenen in drinkwater + spreiding	concentratie pathogenen in water, recovery detectiemethode, levensvatbaarheid, verwijdering, drinkwaterconsumptie
CONSEXPO	blootstellings- en contactscenario's per route en per individu	P	A,C	externe en interne blootstelling per individu als punt-schatting of verdeling	fysisch-chemische stoffeigenschappen, contactparameters, keuze scenario en scenario-parameters, produktgegevens
CSOIL	1 scenario met distributie vanuit bodem naar contactmedia (grond, stof, water, voedsel, binnen- en buitenlucht), alle routes	L	C	Ernstige BodemVerontreinigingsConcentratie; vanuit concentratie in bodem: totale opname voor kinderen en volwassenen (puntschattingen)	fysisch-chemische stoffeigenschappen, MTR/TCL, bodemeigenschappen, gedragsparameters
MiniBIOS	1 scenario met distributie vanuit terrestrische compartimenten naar contactmedia (water, voedsel, stof) + externe bestraling	L	C	totale stralingsbelasting + spreiding	biosfeer parameters, consumptiegegevens, concentratiefactoren
NUCRED+ RISKA	probabilistisch scenario voor distributie vanuit nucleaire installaties via lucht naar contactmedia (stof, voeding) + externe bestraling	L	C	luchtconcentraties en deposities, stralingsdoses via verschillende routes + spreiding	kansen op ongevalslozing, data over installaties, consumptiegegevens, gedragsparameters

¹ P = persoonlijk, L = lokaal, R = regionaal, C = continentaal

² A = acuut, C = chronisch

³ nvt = niet van toepassing

Tabel 7: Principe van de RIVM-blootschattingsmodellen (deel 2)

Model	Scenario's	Schalen		Resultaten	Gegevensbehoefte
		Ruimte ¹	Tijd ²		
PBPK	organisme als stelsel van compartimenten	P	A,C	interne concentraties, interne doses, cumulatieve belasting, opname, eliminatie, excretie	fysisch-chemische stofeigenschappen, fysiologische eigenschappen, metabolisme gegevens
PC COSYMA	1 scenario met distributie vanuit puntbron via lucht naar contactmedia (stof, voedsel) + externe bestraling	L, R	C	stralingsdoses via verschillende routes	bronsterkte, locatiespecifieke eigenschappen (e.g. populatiegedrag en agrarische productie), weersomstandigheden per uur, tegenmaatregelen
REM2	1 scenario met distributie vanuit puntbron via lucht + externe bestraling	L	A	stralingsdoses op korte afstand	aanvang en duur lozing, nuclide, bronsterkte, windsnelheid en richting, % binnenshuis aanwezig
SEDISOIL	1 scenario met distributie vanuit waterbodembodem naar contactmedia (o.a. vis), alle routes	L	C	vanuit concentratie waterbodembodem: totale orale en dermale opname voor kinderen en volwassenen	fysisch-chemische stofeigenschappen, MTR/TCL, bodemeigenschappen, gedragsparameters
SOIL_RAD	1 scenario met verspreiding via bodem naar lucht (externe bestraling)	L	C	externe stralingsdosis op bepaalde hoogte	fysisch-chemische stofeigenschappen, specifieke foton-energie, nuclide, hoogte meetpunt, verdeling nuclide in bodem, grootte gecontamineerd gebied
STEM	mens blootgesteld via voeding	P	C	inname per dag van een populatie over hele leven + spreiding	voedselconsumptiepeiling, leeftijdsafhankelijk lichaamsgewicht, concentraties in voedingsmiddelen
USES 1.0	<i>blootstelling via milieu:</i> 1 scenario met verspreiding vanuit puntbron(nen) via alle milieucompartimenten, <i>consumentenblootstelling:</i> blootstellings- en contactscenario's per route en per individu	P,L, R,C	A,C	inname via voeding, lucht, drinkwater, voedsel en totale inname, externe blootstelling consument (puntschattingen)	<i>blootstelling via milieu:</i> fysisch-chemische parameters, gebruiksgegevens, tonnage, <i>consumentenblootstelling:</i> contactparameters, keuze blootstellingsscenario, scenarioparameters, produktgegevens
UV-ketenmodel	Scenario's met relatie CFC productie en emissie, ozonafbraak en UV-blootstelling (+ dosis-respons model)	P	C	UV-doordringing vanuit atmosfeer	CFC-productie en emissie, relatie UV-belasting met ozonafbraak, populatiegegevens

¹ P = persoonlijk, L = lokaal, R = regionaal, C = continentaal² A = acuut, C = chronisch

In veel gevallen wordt binnen LSO verspreidingsmodellen in combinatie met blootstellings-schattingsmodellen en/of dosisconversiefactoren gebruikt. De meeste van deze modellen zijn elders ontwikkeld (o.a. ICRP, NRPB) en vertonen vaak grote overeenkomsten.

4.5. Beschikbaarheid

Voor alle beschouwde modellen zijn beschrijvingen aanwezig. Tabel 8 laat zien of de modellen beschreven zijn in de openbare literatuur en of een PC-versie met handleiding beschikbaar is. AIRPEX, CONSEXPO, NUCRED, RISKA, STEM en het UV-ketenmodel zijn beschik-

baar via het RIVM. Spreadsheets van CSOIL en SEDISOIL zijn verkrijgbaar bij het RIVM, terwijl CSOIL ook als commerciële versie elders beschikbaar is. Voor het gebruik van dit model voor de bepaling van saneringsurgentie is het programma SUS (Sanerings Urgentie Systematiek) ontwikkeld. USES 1.0 is beschikbaar bij het Directoraat-Generaal van Milieuhygiëne (VROM). De Europese opvolger daarvan, EUSES, is beschikbaar via het European Chemicals Bureau te Ispra, Italië. BinBeta en BetaPois zijn buiten MGB niet beschikbaar. SAFETI en de stralingsmodellen MiniBIOS, PC COSYMA, REM2 en SOIL_RAD zijn elders ontwikkeld en worden niet via het RIVM gedistribueerd.

Tabel 8: Beschikbaarheid van RIVM-blootstellingsschattingmodellen

Model	Publicatie in wetenschappelijk tijdschrift ja/nee	PC-programma ja/nee	Handleiding programma ja/nee
AIRPEX	n	j (ontwikkelversie)	n
BinBeta	j	j (ontwikkelversie)	n
CONSEXPO	j	j	j
CSOIL	n	j	j
MiniBIOS	n	j	j
NUCRED+RISKA	n	j	j
PBPK	j	n	-
PC COSYMA	n	j	j
REM2	n	j	j
SEDISOIL	n	j	j
SOIL_RAD	j	j	j
STEM	j	j (testversie)	n
USES 1.0	j	j	j

4.6. Modevaluatie

Tabel 9: Mate van modevaluatie met RIVM-blootstellingsschattingmodellen

Model	Gevoeligheids- of onzekerheidsanalyse gedaan of mogelijk met model j/n	Validatiestatus
AIRPEX	j	Nog geen conceptuele en numerieke validatie
BinBeta	j	Nog geen conceptuele en numerieke validatie
CONSEXPO	j	Nog geen conceptuele en numerieke validatie
CSOIL	j	Nog geen conceptuele en numerieke validatie
MiniBIOS	j	Ringonderzoek heeft plaatsgevonden
NUCRED+RISKA	j	Op onderdelen numeriek gevalideerd
PBPK	?	Nog geen conceptuele en numerieke validatie
PC COSYMA	onbekend	Nog geen conceptuele en numerieke validatie
REM2	n	Nog geen conceptuele en numerieke validatie
SEDISOIL	n	Validatie heeft plaatsgevonden
SOIL_RAD	n	Conceptuele validatie heeft plaatsgevonden; numerieke validatie
STEM	j ¹	is met één stof gedaan
USES 1.0	beperkt	Voor veel modules heeft een numerieke validatie plaatsgevonden of is die geïnitieerd; nog geen systematische conceptuele en operationele validatie
UV-ketenmodel	j	Op onderdelen numeriek (?) gevalideerd

¹ Onzekerheden en variaties in gemeten concentraties in voedingsmiddelen worden nog niet meegenomen

Tabel 9 geeft een overzicht van de mate waarin de modellen zijn geëvalueerd. Een belangrijk element hierin is de onzekerheidsanalyse die de invloed van onzekerheid en variatie van parameters op het eindresultaat kan laten zien. Parameters die grote invloed hebben op het eindresultaat zijn hierbij het meest interessant en kunnen middels een gevoeligheidsanalyse geïdentificeerd worden. De onzekerheidsanalyse kan onder meer de grootste onzekerheden in een model identificeren en derhalve sturend zijn voor parameterkeuze en validatieactiviteiten. Een volledige validatie van een model zal op drie verschillende aspecten ingaan: het conceptuele, het operationele en het numerieke aspect. Een conceptuele validatie moet antwoord geven op de vraag of de aannamen en theorieën correct zijn, een operationele validatie onderzoekt of een model geschikt is voor het beoogde doel, terwijl een numerieke validatie nagaat hoe de modelresultaten zich verhouden tot gemeten waarden (Boekhold et al., 1993).

5. DEFAULTS VOOR BLOOTSTELLINGSSCHATTINGSMODELLEN

Bij de inventarisatie van de modellen is ook gevraagd naar de defaultwaarden die in het programma gebruikt worden. Een defaultwaarde is een standaardwaarde, een waarde te gebruiken wanneer, i) een standaardschatting van de blootstelling verlangd wordt, ii) geen beter alternatief voorhanden is. Het gebruik van defaults door de verschillende modellen is vermeld in appendix II. Ook Heijna-Merkus en Hof (1993) geven een defaultwaardenoverzicht gebaseerd op USES 1.0, CSOIL en enkele stralingsmodellen en stellen tevens defaultwaarden voor. Doel van dit hoofdstuk is het gebruik van defaultwaarden door de in de appendix opgenomen modellen te bespreken.

5.1. Typen defaults

De defaults zoals aangegeven in de RIVM modellen hebben betrekking op verschillende domeinen, die als volgt samengevat kunnen worden: fysiologische parameters, contactsnelheden en absorptiefactoren, binnenshuis-parameters, omgevingsparameters en emissiegegevens. De door Heijna-Merkus en Hof (1993) voorgestelde defaultwaarden behoren tot de fysiologische parameters, contactsnelheden en absorptiefactoren en omgevingsparameters. Hierna wordt per domein aangegeven welke parameters defaultwaarden hebben en hoe de modellen hiermee omgaan.

5.1.1. Fysiologische variabelen

Een veelomvattende internationale referentie wat betreft humane anatomische en fysiologische variabelen is het Report of the Task Group on Reference Man (ICRP, 1992), waar een groot aantal meetgegevens samengevat staan. Het ILSI (1994) geeft ook een dergelijk overzicht uit in opdracht van de EPA, waar ook gegevens over laboratoriumdieren in vermeld staan.

De in RIVM-modellen gebruikte defaults zijn voornamelijk waarden voor lichaamsgewicht, lichaamsoppervlak en inhalatiesnelheid. Een aantal modellen, te weten CONSEXPO en CSOIL, geven de mogelijkheid om verschil te maken tussen kind en volwassene. CONSEXPO biedt zelfs default gewichtsverdelingen aan. Voor het lichaamsgewicht van een mens wordt 70 kg aangehouden.

Bij CCM wordt in het kader van monitoring van determinanten van chronische ziekten veel informatie en humaan materiaal verzameld dat bruikbaar kan zijn bij het afleiden van (default) invoervariabelen voor blootstellingsschattingmodellen (voedselconsumptie, gewicht/vetverdeling, fysiologische parameters, e.d.).

5.1.2. Contactsnelheden en absorptiefactoren

Onder het hoofdjke contactsnelheden worden hier parameters verstaan die bepalen met welke snelheid het lichaam met een medium in contact komt. Hierbij wordt de overlap met fysiologische parameters met name door de inhalatiesnelheid gevormd, die bij de fysiologische parameters is geplaatst. Absorptiefactoren geven aan welke fractie van de externe hoeveelheid in het lichaam opgenomen wordt.

Defaultwaarden die betrekking hebben op contactsnelheden of deze mede bepalen zijn de inhaleerbaarheid (inhalability) van gassen en deeltjes ten aanzien van de inhalatoire route en ingestiesnelheden, zoals hoeveelheid grond per dag, drinkwater- of voedselconsumpties, en migratiefracties ten aanzien van de orale route. CONSEXPO, CSOIL en USES nemen voor de inhaleerbaarheid en migratiefracties expliciet of impliciet de defaultwaarde 1 aan, in de zin van “alles”. In stralingsmodellen wordt vaak gerekend met een standaard “aerosol mediane aerodynamische diameter (AMAD)” die de radioactiviteitsverdeling over stofdeeltjes weergeeft en daarmee de depositie in de longen bepaald (ICRP, 1992). Ten aanzien van ingestiesnelheden maakt CSOIL een onderscheid tussen kind en volwassene.

Absorptiefactoren worden gebruikt om een externe blootstelling in een interne te vertalen. Beoordelingsrelevante modellen als CSOIL, CONSEXPO en USES geven vaak de conservatieve defaultwaarde 1 voor deze factoren, wederom in de betekenis van “alles”. Bij de inhalatoire route van USES wordt echter 0.75 aangenomen.

5.1.3. Binnenhuis-parameters

Onder dit kopje vallen alle parameters die betrekking hebben op de beschrijving van de binnenshuissituatie en bronnen binnenshuis. Hieronder valt ook de kamertemperatuur.

De binnenshuis-situatie wordt beschreven aan de hand van parameters die grootte van het huis of een kamer aangeven. Brongerelateerde parameters zijn parameters die gebruikt worden bij de berekening van emissie uit producten tijdens het gebruik. Op de temperatuur na biedt van de beschreven modellen alleen CONSEXPO een aantal defaults voor enkele van deze parameters, zoals kamergrootte. Daarnaast geeft VOLASOIL, een toevoeging op CSOIL (Waitz et al., 1996) defaults voor binnenshuisparameters. De temperatuur heeft ook in modellen als CSOIL en USES een expliciete defaultwaarde. In andere modellen wordt temperatuur niet expliciet gebruikt en wordt een impliciete default, af te leiden uit keuze andere parameters zoals dampspanning, gehanteerd.

5.1.4. Milieugerelateerde parameters

Modellen die indirecte humane blootstelling meenemen, dat wil zeggen humane blootstelling via het milieu, geven vaak ook aan de parameters in deze route defaultwaarden. Het zijn

vooral de modellen CSOIL, USES, REM2, MiniBIOS die deze indirecte blootstelling meenemen en daar defaultwaarden aan toekennen.

5.1.5. Emissies

In USES zijn default emissiefactoren opgenomen om uitgaande van een industrie- en gebruikscategorie een emissie te genereren.

5.2. Gebruik van defaults

Wat betreft de plaats van gebruik vallen defaults grofweg gezegd in twee categorieën uiteen, i) zij die in (inter)nationaal verband en ii) zij die alleen binnen het RIVM of een laboratorium daarvan gehanteerd worden. Voor (inter)nationaal gehanteerde defaultwaarden bestaat een aantal referenties die deze defaults geven en beargumenteren. Op het terrein van de straling zijn dit defaults vastgelegd in RIBRON (Laheij et al, 1996; ICRP, 1992; IAEA, 1994 en EU, 1996). Op het terrein van de stoffen worden defaults vooral gegeven in het Technical Guidance Document dat de EU richtlijnen ten aanzien van nieuwe en bestaande stoffen begeleidt (EC, 1996a) en het hiervan afgeleide EUSES (EC, 1996b).

Het belang van defaults binnen RIVM-modellen is mede een functie van de specificiteit van modellen. Modellen die voor specifieke situaties gemaakt worden, zoals BinBeta, AirPex en STEM, bevatten nauwelijks of geen defaultwaarden. Modellen die algemeen van toepassing zijn en zeker als ze voor beoordelingen gebruikt worden, zoals USES of CSOIL, bevatten juist veel defaultwaarden. Dit verwondert niet. Van beoordelingsgerichte modellen wordt verlangd dat ze altijd een antwoord geven, ook in gegevensschaarse omstandigheden. Specifieke modellen worden veelal ontwikkeld in een context waar, eventueel via experimenteel onderzoek, parameterwaarden goed bekend zijn. Bovendien geldt dat beoordelingsgerichte modellen mede tot doel kunnen hebben om de het risico in een (virtuele) standaardsituatie vast te stellen. In dit geval is het doel van defaultwaarden om die standaardsituatie vast te leggen.

6. CONCLUSIES

Wat wil de opdrachtgever?

Vragen van opdrachtgevers betreffen i) blootstellingsschattingen dan wel risicoschattingen in het kader van risicobeoordelingen van stoffen en straling, ii) onderbouwend onderzoek ter verbetering en ontwikkeling van risicobeoordelingsmethoden en iii) een indicatie van de “status” van de berekende blootstelling (gevoeligheids-/onzekerheidsanalyse en validatie). Alle typen van blootstellingsschatting kunnen van belang zijn: preventief (potentieel) en actueel, snel en grondig, intern en extern.

Wat betreft de wensen van de opdrachtgever ten aanzien van dit rapport en het project Humane Blootstelling kan geconcludeerd worden dat;

- Naar aanleiding van de verschillende versies van dit rapport en de Workshops Humane Blootstelling de afgelopen 2 jaar veel vruchtbare discussies zijn gevoerd tussen de onderzoekers van de betrokken laboratoria in de Sectoren 2, 4 en 5;
- Daarmee een belangrijke doelstelling van dit project, namelijk de bevordering van afstemming en communicatie op het onderzoeksterrein van de humane blootstellingsschatting, als gehaald kan worden beschouwd.

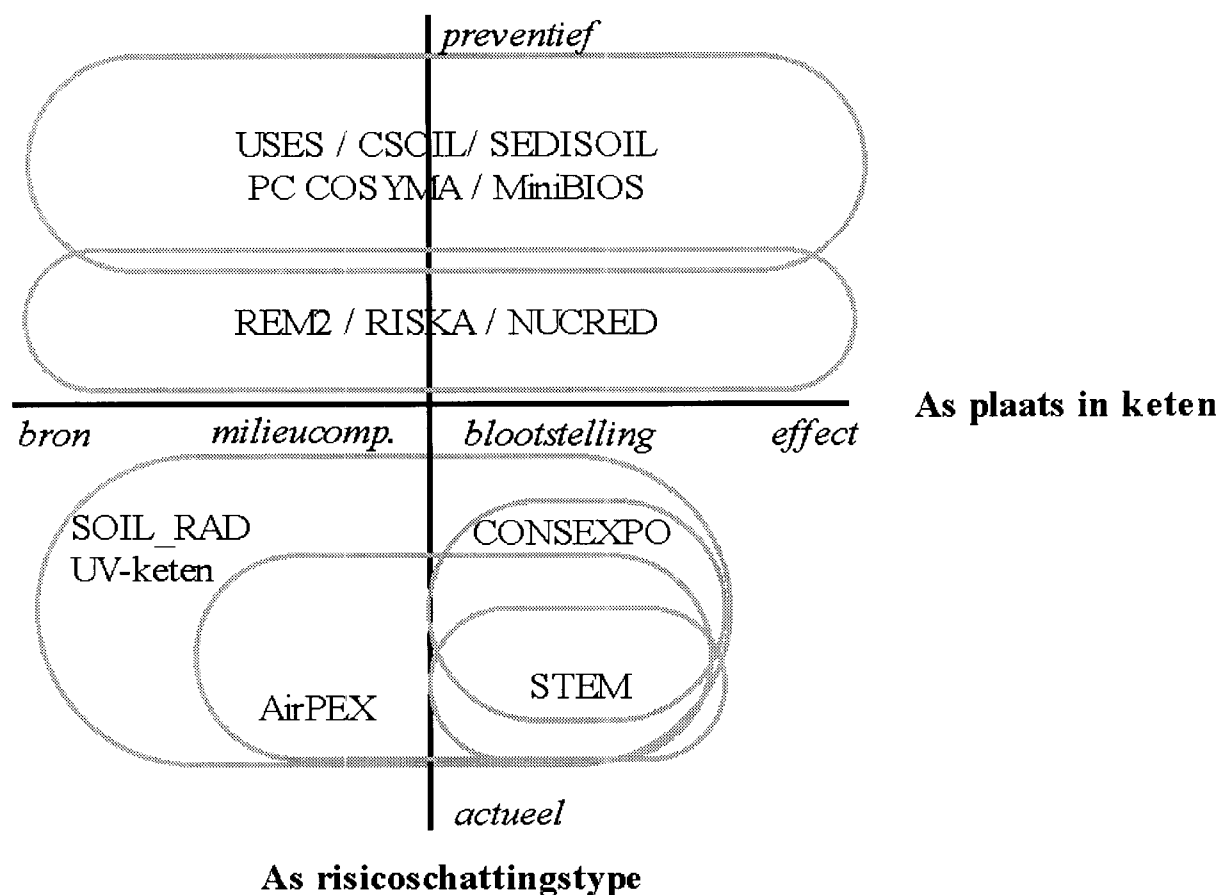
Huidige situatie - blootstellingsschattingsmodellen

Het huidige instrumentarium voor de humane blootstellingsschatting is besproken in hoofdstuk 3. In hoeverre komt dit instrumentarium nu tegemoet aan de wensen van opdrachtgevers?

De plaats van de verschillende modellen in het veld van de risicobeoordeling kan langs een aantal assen worden beschouwd (zie Figuur 2). Deze assen zijn de as van bron tot effect, de as preventieve tot actuele risicoschatting, de as potentiële tot actuele blootstelling en de as acute tot chronische blootstelling. De tweede en derde as hangen sterk samen, daar een actuele blootstellingsschatting de basis vormt voor een actuele risicoschatting. Daarentegen kunnen voor preventieve risicoschattingen eventueel actuele blootstellingsschattingen gebruikt worden, wanneer aannames worden vervangen door actuele plaats- en tijdgebonden informatie.

1. De as bron tot effect

De plaats van een model langs deze as wordt bepaald door de onderdelen van de keten bron-milieucompartiment-effect die binnen het model meegenomen worden. Deze definiëren de plaats van een model in de keten alsmede de lengte van de keten die door het model gedekt wordt. Modellen die de hele keten dekken zijn voor stoffen USES 1.0 en CSOIL, voor straling PC COSYMA, het UV-ketenmodel en de RISK/NUCRED combinatie, en voor pathogenen BinBeta. De stralingsmodellen REM2, SOIL_RAD nemen ook een radioactieve bron mee, maar beperken zich vervolgens tot de milieucompartimenten lucht (REM2) en bodem (beide modellen). Al deze modellen nemen zowel de bron, als de verspreiding in de milieu-



Figuur 2: RIVM-modellen in relatie tot het terrein van de risicobeoordeling

compartimenten, als de concentratie in de uiteindelijke blootstellingsmedia mee. Andere modellen nemen de concentratie in een milieucompartiment als uitgangspunt, te weten de modellen AirPEX (stoffen, luchtcompartiment) en CSOIL en SEDISOIL (stoffen, bodem). Deze modellen dekken een korter stuk van de bron-effect keten. Tenslotte is er het type model dat concentratie in een blootstellingsmedium als uitgangspunt neemt. Dit type dekt dus het kortste stuk van de keten. Dit zijn de stoffenmodellen CONSEXPO en STEM.

2. De as preventieve risicoschatting - actuele (curatieve?) risicoschatting

Een tweede as waar de modellen langs gelegd kunnen worden is de as preventieve versus actuele risicoschatting. Een preventieve risicoschatting heeft tot doel om van te voren de risico's in te schatten en door middel van advieswaarden voor normen gezondheidsproblemen te voorkomen. Een actuele risicoschatting heeft tot doel een analyse te geven van een situatie waarin een mogelijk gevaar voor de volksgezondheid is opgetreden of dreigt op te treden. Deze tweedeling loopt echter vloeiend in elkaar over. De modellen die voor actuele schatting bruikbaar zijn kunnen ook voor preventieve doeleinden ingezet worden wanneer actuele plaats- en tijdgebonden informatie wordt vervangen door aannames en standaardscenario's, terwijl met enig beleid actuele schattingen te verkrijgen zijn uit preventieve modellen door meer specifieke informatie in te voeren.

Voor chemische stoffen staan aan de kant van de preventieve risicoschatting de modellen USES en CSOIL en staan aan de kant van de actuele schattingen CONSEXPO, AirPEX en STEM. Ook binnen de stralingsmodellen kunnen modellen langs de as preventief-actueel gelegd worden. Daarbij zullen modellen als PC COSYMA en MINIBIOS aan de preventieve kant terecht komen, terwijl het UV-ketenmodel en SOIL_RAD aan de actuele risicokant liggen. De modellen als RISKAN en NUCRED vallen rond het midden van de as daar ze voor preventieve doeleinden worden ingezet, maar wel aan een specifieke situatie of locatie gebonden zijn. Modellen voor externe veiligheid, zoals SAFETI, zijn preventieve modellen wat betreft de berekening van risicocontouren en het geven van kans op effecten bij een ongeluk. Ze integreren echter zoveel locatiegebonden informatie, dat ze halverwege de as zouden liggen.

3. De as potentiële blootstelling -actuele blootstelling

De as potentiële blootstelling - actuele blootstelling loopt voor een deel parallel met de as preventieve risicoschatting - actuele risicoschatting in de zin dat voor een actuele risicoschatting een actuele blootstellingsschatting nodig is. Het in aanraking komen met het blootstellingsmedium bepaald echter het verschil tussen potentiële en actuele blootstelling: potentiële blootstelling is de concentratie, die pas een actuele blootstelling wordt als er daadwerkelijk contact mee plaatsvindt. Uit dit verschil blijkt dat alle modellen in principe actuele blootstellingen berekenen. De modellen USES, CSOIL en SEDISOIL bevatten daarnaast een aantal elementen die meer op potentiële blootstelling gericht zijn, namelijk de concentraties in diverse milieucompartimenten. In de modellen AirPEX en STEM speelt de actuele blootstelling een allesoverheersende rol. Deze modellen zijn erop gericht een actuele blootstelling uit een gegeven potentiële te berekenen. CSOIL en SEDISOIL kunnen gebruikt worden voor actuele blootstellingsschattingen wanneer resultaten van metingen in tussenmedia bekend zijn.

4. De as acute blootstelling - chronische blootstelling

Dit is een derde dimensie in Figuur 2. REM2 en SAFETI zijn duidelijke voorbeelden van modellen voor acute blootstelling (ongevallen), terwijl MiniBIOS, SOIL_RAD, STEM en in mindere mate PC COSYMA voor chronische blootstelling bedoeld zijn. AIRPEX, USES en CONSEXPO bestrijken beide tijdsschalen.

Uit het bovenstaande blijkt dat alle aandachtsvelden redelijk gedekt zijn. Voor wat betreft stoffen blijkt dat aan de actuele risicoschattingskant er, wat betreft modellen, zowel aan de bronkant als aan de effectkant lacunes zijn, die momenteel nog niet zijn ingevuld. Emissieschattingen, toch de basis voor blootstellingsschattingen van stoffen, heeft slechts in het kader van een beperkt aantal van de genoemde projecten, met name in het kader van USES, aandacht. Het bereik van de actuele risico- en blootstellingsschatting is groot, voor alle blootstellingsroutes. Bij straling is de dekking weliswaar uniformer, maar zijn desalniettemin verbeteringen mogelijk. Sommige van de beschreven modellen zijn al vijf tot tien jaar oud zodat toepassing van nieuwe technieken of zelfs aanvulling met nieuwe modellen gewenst is. Een voorbeeld hiervan is het vervangen van bepaalde deterministische parameters door probabilistische waar mogelijk. Ook op het gebied van emissieschatting en -registratie zijn evenals bij stoffen verbeteringen mogelijk. Het integreren van verschillende activiteiten die nu nog

grotendeels met de hand gebeuren in een overkoepelend model waarmee in één keer blootstelling en dosis uitgerekend en (geo)grafisch gepresenteerd kunnen worden zou het blootstellings- en risicoschattingswerk voor straling zeer vergemakkelijken.

De ontwikkeling van beoordelingssystemen en daarmee gepaard gaande harmonisatieprojecten hebben al vele jaren aandacht (bijv. CSOIL, USES, RIBRON-richtlijnen). De actuele risico- en blootstellingsschatting verdient daarbij nog de nodige aandacht. Projecten dienaangaande zijn voorgesteld.

Uit de analyse van de modellen is ook duidelijk dat weinig modellen alle stadia van modelontwikkeling, vanaf het conceptuele model tot en met modelanalyse, hebben doorlopen. Veel modellen zijn nog in ontwikkeling, wat ook betekent dat aan de gegevensbehoefte van deze modellen lang nog niet altijd voldaan kan worden.

Huidige situatie - organisatieaspecten

De risicobeoordeling van stoffen en straling behoort tot de kerntaken van het RIVM. De blootstellingsschatting is een essentieel onderdeel in de keten van bron naar effect. Terecht vindt er daarom op het RIVM veel onderzoek plaats zowel op het terrein van de ontwikkeling van blootstellingsschattingmethoden als van de toepassing daarvan.

Gezien de diversiteit van de door opdrachtgevers gestelde vragen en de vereiste multidisciplinaire aanpak van de beantwoording daarvan is het RIVM met haar brede expertise in principe goed toegerust om vragen over de risico's van stoffen en straling te beantwoorden. Veel van de bij de beantwoording van deze vragen betrokken onderzoekers zijn ook betrokken bij onderzoek naar de ontwikkeling van blootstellingsschattingmethoden. De onderzoekers zijn verspreid over een groot aantal laboratoria en daarom is een goede communicatie en coördinatie zowel in het planningsproces als bij de uitvoering van groot belang.

Enkele voorbeelden hiervan:

- De humane blootstellingsschattingen die bijvoorbeeld bij het Centrum voor Stoffen en Risicobeoordeling worden opgesteld ten behoeve van risicobeoordelingen in het kader van wettelijke regelingen steunen voor een belangrijk deel op de expertise van deskundigen bij LAE, LBO, LBG, LWD en ECO. Indien door CSR geen beroep gedaan zou kunnen worden op de bij LAE over vele jaren opgebouwde expertise voor wat betreft de emissieschattingen van stoffen, zou een zeer belangrijkste element in de blootstellingsschatting van de mens via het milieu niet goed kunnen worden aangepakt. ECO en LBG voorzien hier onder meer in de behoefte aan milieuchemische kennis. Blootstellingsschattingen voor stoffen in consumentenprodukten zijn op hun beurt weer erg afhankelijk van de deskundigen bij LBO.
- Een voorbeeld van de inzet van deskundigen uit vele RIVM-laboratoria (en van buiten het RIVM) ten behoeve van de ontwikkelingen van blootstellingsschattingmethoden is het USES-project: gedurende meer dan 10 jaar is hier samengewerkt door CSR, ECO, LAE, LBG en LBO (eerder: BFT) en LLO.

Een aantal dwarsverbanden dient om onderzoekers op het terrein van modelontwikkeling met elkaar te laten communiceren. Specifiek voor blootstellingsschatting fungeerde tot 1997 het project Humane Blootstelling, terwijl per 1 januari 1996 het Laboratorium voor Blootstellingsonderzoek is gestart. De kerntaak van LBO ligt bij het ontwerpen, ontwikkelen en toetsen van modellen en beoordelingssystematieken voor de schatting van de humane blootstelling aan stoffen en de toepassing daarvan. Het werkveld van LBO wordt al volgt beschreven:

- Beoordeling van blootstelling, interne dosis of indicatoren daarvan;
- Verzameling, ontsluiting en beheer van gegevens m.b.t. concentraties en determinanten van contact, opname en verdeling;
- Het ontwikkelen, toepassen en beschikbaar stellen van (integrale) beoordelingsinstrumenten voor blootstelling, opname en verdeling;
- Ontwikkeling/implementatie experimentele technologie met betrekking tot kritische parameters;
- Het experimenteel-klinisch of op basis van epidemiologische gegevens valideren van (integrale) blootstellings- en opnamemodellen.

Verkeerde voor straling het humane blootstellingsonderzoek al heel lang in internationaal vaarwater, ook voor stoffen en voor micro-organismen is dit nu het geval. Een nationale aanpak, laat staan een RIVM-aanpak, voldoet al lang niet meer.

Vergelijking stoffen, straling, micro-organismen

In hoofdstuk 2.3 is al een aantal conclusies getrokken betreffende de vergelijking stoffen - straling. Een belangrijke conclusie die hieruit te destilleren valt is, dat er op het eerste gezicht er veel overeenkomsten bestaan tussen de deelterreinen van de humane blootstellingsschatting, maar dat op het niveau van modellen en parameters nog een goede analyse ontbreekt van overeenkomsten dan wel gemotiveerde of ongemotiveerde verschillen.

Conclusies t.a.v. de gewenste situatie

Het is van belang dat

- het RIVM een breed, up to date en samenhangend instrumentarium heeft voor de bepaling en schatting van humane blootstelling in het kader van risicobeoordeling;
- gezien de voortgaande internationalisatie, het RIVM in allerlei nationale en internationale relevante netwerken actief is, zoals bijvoorbeeld in het kader van de EU, OESO, UN en ICRP. Zodoende wordt draagvlak gecreëerd op terreinen welke het nationale beleid beïnvloeden ;
- het RIVM nieuwe methoden ontwikkelt en hiaten in de bestaande methoden opvult;
- de op deelterreinen ontwikkelde databases, modellen en beoordelingssystemen zoveel mogelijk op elkaar afgestemd zijn zowel wat betreft schattingsmethoden als wat betreft parameterwaarden;
- de modellen voldoende geëvalueerd zijn;
- ongemotiveerde methodologische verschillen in de blootstellingsschattingen voor stoffen, straling en micro-organismen expliciet worden gemaakt en zo mogelijk opgeheven.

De volgende zaken zijn hierbij essentieel:

- emissieschattingen van stoffen en radionucliden als essentieel onderdeel van tal van blootstellingsschattingen;
- ontsluiting van bestaande gegevens ter vulling van de modellen bijvoorbeeld wat betreft emissies, activiteitenpatronen, consumentenproducten en micromilieus;
- onzekerheidsanalyse en validatie;
- een goede coördinatie van alle projecten op het terrein van de humane blootstellings-schatting; hierbij hoort ook het opzetten van effectieve samenwerkingsverbanden.

Conclusies t.a.v. harmonisatie parameterwaarden

Het doel van het onderhavige rapport is niet om tot harmonisatie te komen. Bovendien moet de vraag gesteld worden of het wenselijk is om tot harmonisatie over te gaan. Pro harmonisatie is het argument van de gelijke advisering van het RIVM naar buiten toe. Contra weegt echter dat verschillende laboratoria aan verschillende (inter)nationale contexten gebonden zitten, die hun eigen defaultsysteem hebben. Op een aantal terreinen hebben deze extern gedefinieerde defaults een verplichtend karakter, zoals bij de stralingsmodellen. Het gebruik van defaultwaarden kan worden teruggedrongen door verdelingen te gaan gebruiken.

Een vergelijking tussen de door Heijna-Merkus en Hof (1993) voorgestelde defaultwaarden en de waarden die hier door de modellen gerapporteerd zijn leert dat de modellen nog steeds hun eigen defaults hanteren en dat geen harmonisatie naar aanleiding van Heijna-Merkus en Hof (1993) heeft plaatsgevonden.

7. REFERENTIES

- Andersen, M.E., Krishnan, K., Conolly, R.B., en McCellan, R.O. (1992) Mechanistic toxicology research and biologically-based modeling: Partners for improving quantitative risk assessments. *CIIT Activities* 12(1): 1-7.
- Anoniem (1989) Total Exposure Assessment Methodology, A new horizon. Air and Waste Management Association, Pittsburg, USA.
- Anoniem (1996) Besluit van 17 januari 1996, houdende wijziging van het Besluit stralenbescherming Kernenergiewet. *Staatsblad* 44, 1-22.
- Birchal A. en Hutton, C.A. (1992) Microcomputer program to display committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides. National Radiological Protection Board, Chilton Didcot, GB, NRPB software publication NRPB-SR245.
- Blok, J. (1995) Mensen en röntgenstraling. In: Kal, H.B., Koops, W. & van der Heide-Schoon, G. 100 jaar Röntgenstraling. Toen, thans, toekomst.
- Blum, H.F. (1959) Carcinogenesis by ultraviolet light. Princeton University Press, Princeton NJ.
- Boekhold, A.E., van den Bosch, H., Boesten, J.J.T.I., Leistra, M., Swartjes, F.A. en van der Linden, A.M.A. (1993) Validation of the PESTLA model: definitions, objectives and procedure. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 715802001.
- Brown, S.L. (1992) Harmonizing chemical and radiation risk management. *Environ. Sci. Technol.* 26(12): 2336-2338.
- Brussaard, W., Drupsteen, Th. G., Gilhuis, P.C., en Koeman, N.S.J. (1989) Milieurecht. Tjeenk Willink, Zwolle.
- Calabrese, E.J. (1991) Principles of animal extrapolation. Chelsea, USA, Lewis Publishers Inc., ISBN 0-87371-410-5.
- Carson, R. (1962) Silent Spring. Boston, USA (MA), Houghton Mifflin.
- EC (1993) Commission Directive 93/67/EEC of 20 July 1993, laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of substances notified in accordance with Council Directive 67/548/EC. *Official Journal of the European Communities*, L227.
- EC (1994) Commission Regulation (EC) 1488/94 of 28 June 1994, laying down the principles for the assessment of risks to man and the environment of existing substances in ac-

cordance with Council Regulation (EEC) No. 793/93. Official Journal of the European Communities, L161.

EC (1996a) Technical Guidance Documents in support of Directive 93/67/EEC on risk assessment of new notified substances and Regulation (EC) 1488/94 on risk assessment of existing substances, Parts I, II, III, IV. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Community L-2965, EC catalogue numbers CR-48-96-001,002,003,004-EN-C.

EC (1996b) EUSES, the European System for the Evaluation of Substances. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Beschikbaar via het European Chemicals Bureau, Ispra, Italië.

EU (1996) European Union. EURATOM Basic Safety Standards. Publikatieblad van de Europese Gemeenschappen L159, ISSN 0378-7087.

Gezondheidsraad (1992) Extreem laagfrequente elektromagnetische velden en gezondheid. Rapport van de Gezondheidsraad, no 1992/07, Den Haag.

Gezondheidsraad (1994) UV straling uit zonlicht. Rapport van de Gezondheidsraad nr. 1994/05, Den Haag.

Gezondheidsraad (1997) Radiofrequente electromagnetische velden (300 Hz - 300 Ghz). Rapport van de Gezondheidsraad nr. 1997/01, Den Haag.

Heijna-Merkus en Hof, M.(1993) Harmonization of Model Parameters. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 679102022.

IAEA (1994) Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Wenen, Oostenrijk, IAEA, Technical report series no. 364.

ICRP (1991) International Commission on Radiological Protection. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, ICRP Publication no. 60, Annals of the ICRP 21(1-3). Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1992) International Commission on Radiological Protection. 1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection, Users' Edition. Pergamon Press, Oxford.

ICRP (1994) International Commission on Radiological Protection. Human Respiratory Tract Model for Radiological Protection, ICRP Publication no. 66, Annals of the ICRP 24(1-3). Pergamon Press, Oxford.

- ICRP (1996) International Commission on Radiological Protection. Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 5. Compilation of Ingestion and Inhalation Dose Coefficients, ICRP Publication no. 72, Annals of the ICRP 26(1). Pergamon Press, Oxford.
- ICRU (1980) International Commission on Radiation Units and Measurements. Radiation Quantities and Units, ICRU Report 33. Bethesda MD.
- ICRU (1988) International Commission on Radiation Units and Measurements. Determination of Dose Equivalents from External Radiation Sources - Part 2, ICRU Report 43. Bethesda MD.
- ICRU (1993) International Commission on Radiation Units and Measurements. Quantities and units in radiation protection dosimetry, ICRU Report 51. Bethesda MD.
- IRPA (1990) International Non-Ionizing Radiation Committee of the International Radiation Protection Association. Interim guidelines on limits of exposure to 50/60 Hz electric and magnetic fields. Health Physics 58 pp. 113-122 (1990).
- Jarvis, N.S., Birchall, A., James, A.C., Bailey M.R. en Dorrian M.-D. (1993) LUDEP 1.0 - Personal computer program for calculating internal doses using the new ICRP respiratory tract model. National Radiological Protection Board (NRPB), Chilton Didcot, GB Software publication NRPB-SR264.
- Johnson, T. (1981) The NAAQS Exposure Model (NEM) and its application to particulate matter. Draft report prepared by PEDCo Environmental Inc. for the Office of Air Quality Planning and Standards, US-EPA.
- Kirchner, E.J.J., Eggink, G.J. en Pruppers, M.J.M. (1995). Niet-ioniserende straling in de gezondheidszorg en effecten op de volksgezondheid. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 610059002.
- Laheij, G.M.H., Blaauboer R.O. en Lembrechts, J.F.M.M (1996) Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON); Eerste herziene versie. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 610053005.
- Lebret, E., Fischer P., Staatsen, B.A.M., Franssen, E.A.M., De Hollander, A.E.M., en Houthuijs, D.J.M. 1996. Monitoring of exposures, Body burdens and Health effects of Environmental Pollutants in the Netherlands. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 529104001.
- Leeuwen, C.J. van en Hermens, J.L.M. (1996) Risk assessment of chemicals: an introduction. Dordrecht, The Netherlands, Kluwer Academic Publishers, ISBN 0-7923-3740-9.

- Lindell, B. (1991) The history of radiation protection. *Rad. Prot. Dosim.* 68: 83-95.
- Lioy, P.J. (1990) Assessing Total Human Exposure to Contaminants. *Environmental Science and Technology* 24:938-945
- Moen, J.E.T., Janssen, M.P.M., Slaper, H. en Lembrechts, J.F.M.M. (1994) Risicovergelijking straling/stoffen. Eerste tussenrapport. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 610052001.
- NAS (1991) Human exposure assessment for air pollutants, advances and opportunities. Washington DC, US National Academy of Sciences.
- NRC (1983) Risk assessment in the Federal Government: Managing the process. National Research Council, Washington DC, National Academy Press..
- NRC (1994) Science and judgement in risk assessment. National Research Council, Washington DC, National Academy Press.
- Ott, W.R. (1984) Exposure estimates based on computer generated activity patterns. *J. Toxicology and Clinical Toxicology* 21: 97-128.
- Ott, W.R. (1985) Total Human Exposure *Environmental Science and Technology* 19: 880-886.
- Paustenbach, D.J. (1996) The practice of health risk assessment in the United States (1975-1995): How the U.S. and other countries can benefit from that experience. *Hum. Ecol. Risk Assess.* 1: 29-79.
- Phipps, A.W., Kendall, G.M., Stather, J.W. en Fell, T.P. (1991) Committed equivalent organ doses and committed effective doses from intakes of radionuclides. London, UK, National Radiological Protection Board, HMSO, report NRPB-R245.
- Sinclair, W.K. (1996) The present system of quantities and units for radiation protection. *Health Phys.* 70(6) pp. 781-786.
- Slaper, H. en Eggink, G.J. (1991) Blootstelling aan ultraviolette straling. Een analyse van het probleemveld. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 249104002.
- Slaper, H., Velders G.J.M., Daniel, J.S., de Gruijl, F.R. en van der Leun, J.C. (1996) Estimates of ozone depletion and skin cancer incidence to examine the Vienna Convention achievements. *Nature* 384: 256-258.

- Smetsers, R.C.G.M. en Blaauboer, R.O. (1996) Variations in Outdoor Radiation Levels in the Netherlands. Thesis University of Groningen (ook beschikbaar als RIVM rapport nr. 610064002).
- RIVM (1995) Reorganisatienota RIVM, Quo Vadis? 'Van denken naar doen'. Bilthoven, september 1995.
- RIVM (1996) Jaarverslag '95. Bilthoven.
- Taylor, L.S. (1971) Radiation protection standards. London, UK, CRC Press, Butterworths.
- Thijssen, C. en Zuur, C. (1996) Nieuwe EURATOM basisnormen; Europa volgt ICRP-60. NVS-nieuws 21(4) pp. 4-8.
- UN (1993) Sources, effects and risks of ionizing radiation. (Annex A). UNSCEAR report 1993 to United Nations. New York NY.
- US-EPA, Science Advisory Board, Radiation Advisory Committee. (1992). Harmonizing chemical and radiation risk-reduction strategies, A science advisory board commentary. US-Environmental Protection Agency.
- Veen, M.P. van (1996) A general model for exposure and uptake from consumer products. Risk Analysis 16: 331-338.
- Vermeire, T.G. en van Veen, M.P. (1995) De schatting van de blootstelling van de mens aan stoffen en straling: definitierapport. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 601132001.
- Venema, L.B., Leenhouts, H.P., Laheij, G.M.H. en Chadwick, K.H (1994) Use of a two-mutation carcinogenesis model for the analysis of bone tumours induced by internal emitters: implications for low dose risks. In: Proc. Health effects of internally deposited radionuclides: emphasis on radium and thorium. Heidelberg, April 1994; World Scientific pp. 197-201.
- Visser, W.J.F. (1994) Contaminated land politics in some industrialized countries. Den Haag, Technische Commissie Bodembescherming.
- VROM (1989) Premises for risk management. Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, SDU, The Hague, NL (1989) VROM publication 90569/12-89.
- VROM (1991) Radiation protection and risk management. Ministry of Housing, Physical Planning and Environment, SDU, The Hague (1991) VROM publication 91377/a/10-91.

- Waitz, M.F.W., Freijer, J.I., Kreule, P. en Swartjes, F.A. (1996): The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soil contaminated with volatile compounds. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 715810014.
- Winer, A.M., Lurmann, F.W., Coyner, L.A., Colome, S.D., en Poe, M.P. (1989) Characterization of air pollutant exposures in the Californian south coast basin: Application of a new regional human exposure (RENEX) model. Final report, Statewide Air Pollution Research Center, University of California, USA.
- Yamaguchi, Y. (1994) Age-dependent effective doses for external photons. Radiat. Prot. Dosim. 55(2), 123-129.

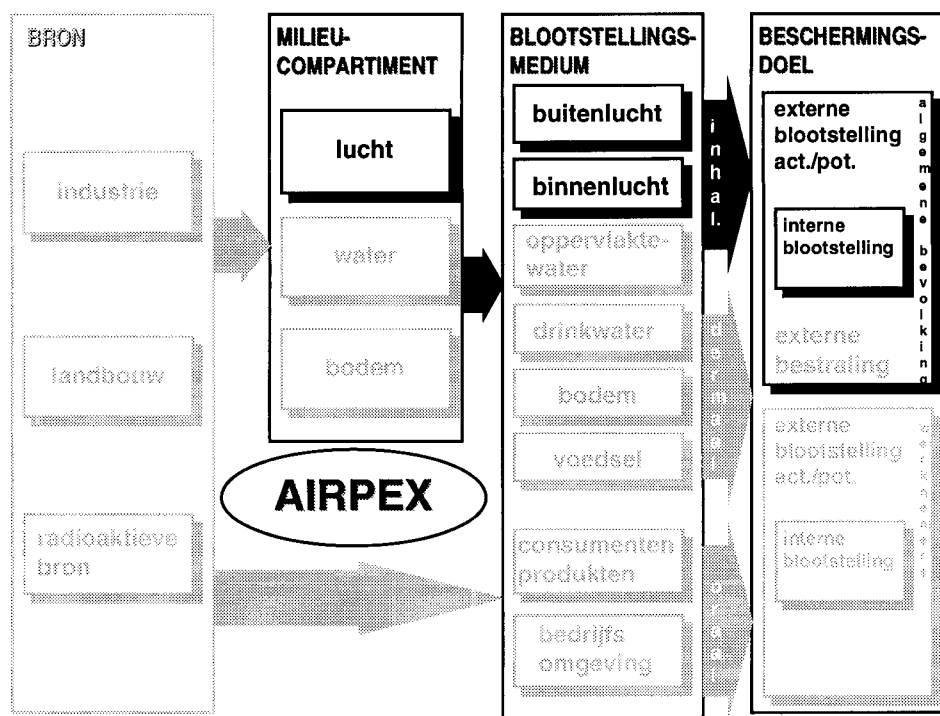
APPENDICES

APPENDIX I: PROJECTTEAM

M. van Bruggen (IEM)
J. Freijer (LBO)
E.H.J.M. Jansen (LEO)
M.P.M. Janssen (LSO)
P.J.C.M. Janssen (CSR)
J.E.M. van Koten-Vermeulen (CSR)
E. Lebret (CCM)
J.F.M.M. Lembrechts (LSO)
W.C. Mennes (CSR)
Tj.T. Mensinga (VIC)
M. Olling (LBO)
P. Rombout (LEO)
W. Slob (LEO)
R.C.G.M. Smetsers (LSO)
G.J.A. Speijers (CSR)
F.A. Swartjes (LBG)
P.F.M. Teunis (MBG)
M.P. van Veen (LBO)
T.G. Vermeire (CSR)
J.F.M. Versteegh (LWD)

APPENDIX II: HUMANE BLOOTSTELLINGSSCHATTINGSMODELLEN

AIRPEX	blz. 58
BinBeta	blz. 61
CONSEXPO	blz. 64
CSOIL	blz. 69
MiniBIOS	blz. 74
NUCRED	blz. 76
PBPK	blz. 78
PC COSYMA	blz. 80
REM2	blz. 82
RISKA	blz. 84
SAFETI	blz. 86
SEDISOIL	blz. 88
SOIL_RAD	blz. 92
STEM	blz. 94
USES 1.0	blz. 96
UV-ketenmodel	blz. 101



1. Doel van het model

Het AIRPEX (Air Pollution Exposure model) model is een beoordelingsmodel voor de kwantitatieve evaluatie van de inhalatoire blootstelling van populaties aan luchtverontreiniging. Het model is bruikbaar voor zowel gasvormige als aerosol verontreinigingen. Het model kan diverse blootstellingsmaten berekenen voor zowel individuen als populaties.

2. Waarvoor wordt (zal worden) het model gebruikt ?

Het AIRPEX model is in zijn huidige vorm gebruikt in een beperkte exercitie voor de berekening van de geïnhaleerde dosis ozon door twee verschillende groepen mensen (Van Scheindelen et al., 1995). In de toekomst zal het model gebruikt worden als instrument ten behoeve van een kwantitatieve schatting van de blootstelling aan een aantal bekende luchtverontreinigende componenten (b.v. PM10 aerosol en ozon) in het kader van Task force Mens en Milieu.

Functie

Aanleveren van een kwantitatieve beoordeling van blootstelling van groepen mensen aan diverse soorten luchtverontreiniging.

Huidige status

Het model is gereed voor routinematige analyse, maar heeft nog geen officiële status voor risicoanalyse.

3. Principe van het model

Het model bestaat uit drie onderdelen. Het eerste onderdeel berekent concentraties van een bepaalde stof in verschillende micro-omgevingen (b.v. binnenshuis, in de auto, in het park etc.), met als randvoorwaarde gemeten concentraties in macro-omgevingen (regionale meet-

netten). Hiertoe wordt gebruik gemaakt van eenvoudige beschrijvende relaties. Het tweede deel berekent de persoonlijke blootstellingsconcentratie van een individu, de individuele innamesnelheid en de totale individuele inname van een bepaalde stof als functie van de tijd. Deze variabelen worden berekend m.b.v. gegevens over de verblijfsduur van deze individu in de micro-omgevingen, de ademhalingssnelheid en de inname efficiency van de stof. Het derde onderdeel berekent de blootstelling van een populatie (n individuen). De berekeningen worden uitgevoerd voor n individuen, waarna de spreiding in de berekende blootstellingsmaten wordt geanalyseerd m.b.v. statistische maten zoals gemiddelde, variantie en percentielen. De eigenschappen en de activiteiten van de individuen in de populatie worden getrokken uit een database, met of zonder het gebruik van demografische gewichten. Er is een grote database beschikbaar die is opgebouwd m.b.v. gegevens uit een tijdsbestedingsonderzoek door het bureau Intomart.

Gegevensbehoefte:

- a. Database met residentie, activiteiten en inspanningspatronen en met persoonsgebonden parameters van een representatieve grote set individuen .
- b. Demografische eigenschappen van de te onderzoeken populatie (leeftijdsopbouw, werkzaamheden).
- c. Eigenschappen van de verontreinigingen, bestaande uit parameterwaarden in de relaties tussen concentraties in de macro en de micro-omgevingen en specifieke stofeigenschappen zoals de inname efficiency van een stof.
- d. Gemeten concentraties van de verontreiniging in de macro-omgevingen als functie van de tijd.
- e. Systeem settings, zoals tijdsinterval.

Tijdschaal

De tijdschaal wordt bepaald door de gekozen invoergegevens. Standaard is de kleinste interne tijdseenheid een kwartier. De berekeningen kunnen worden uitgevoerd voor een periode van maximaal een jaar, en minimaal een dag.

Ruimtelijke schaal

De ruimtelijke schaal wordt bepaald door de grootte van de macro- en micro-omgevingen die worden onderzocht. Standaard is de macro-omgeving een regio (100 km³ schaal), en de kleinste micro-omgeving op 10 m³ schaal.

Blootstellingsschatting

De blootstellingsschatting voor een individu richt zich op diverse blootstellingsmaten als functie van de tijd. De berekening van de blootstelling van een populatie richt zich op de distributiecurve van gestandaardiseerde blootstellingsmaten. De belangrijkste blootstellingsmaat is de over de blootstellingsperiode gemiddelde inname per eenheid lichaamsgewicht per tijdseenheid.

4. Beschikbaarheid

Er is een beta-versie van AIRPEX voor ozon met alle noodzakelijke invoerfiles. Deze versie draait onder Turbo Pascal v1.5 voor Windows v3.1. De concepten en vergelijkingen die ten grondslag liggen aan AIRPEX worden beschreven in Van Scheindelen et al. (1995). Van de bovengenoemde implementatie is geen gebruikershandleiding en is geen programmabeschrijving beschikbaar. Momenteel wordt een nieuwe realisatie van AIRPEX gecreëerd in Borland C++ v4.5. Deze realisatie is object georiënteerd, en vertoont veel parallellen met het CONSEXPO model (van Veen, 1995). De ontwikkeling bevindt zich in een eindstadium. Een testversie is reeds beschikbaar met alle noodzakelijke invoerfiles, en er wordt gewerkt aan een handleiding. Het computerprogramma zal uiteindelijk ter beschikking worden gesteld voor algemeen gebruik.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

De variatie in activiteiten patronen en persoonlijke eigenschappen van individuen in een populatie is een wezenlijk onderdeel in de schatting van de blootstelling van de populatie. Er is echter nog geen systematische gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse uitgevoerd.

6. Mate van validatie

De computer code van de oude werkversie is geheel gescreend tijdens het ontwikkelen van de nieuwe C++ code. De bruikbaarheid van het model voor de doelstelling en een controle van de onderliggende concepten heeft nog niet plaatsgevonden. Een vergelijking tussen een voorspelde distributiecure van blootstelling, en een gemeten distributiecure van blootstelling voor een bepaalde populatie heeft eveneens nog niet plaatsgevonden. Een dergelijke meet-campagne wordt nuttig zodra het model volledig operationeel is.

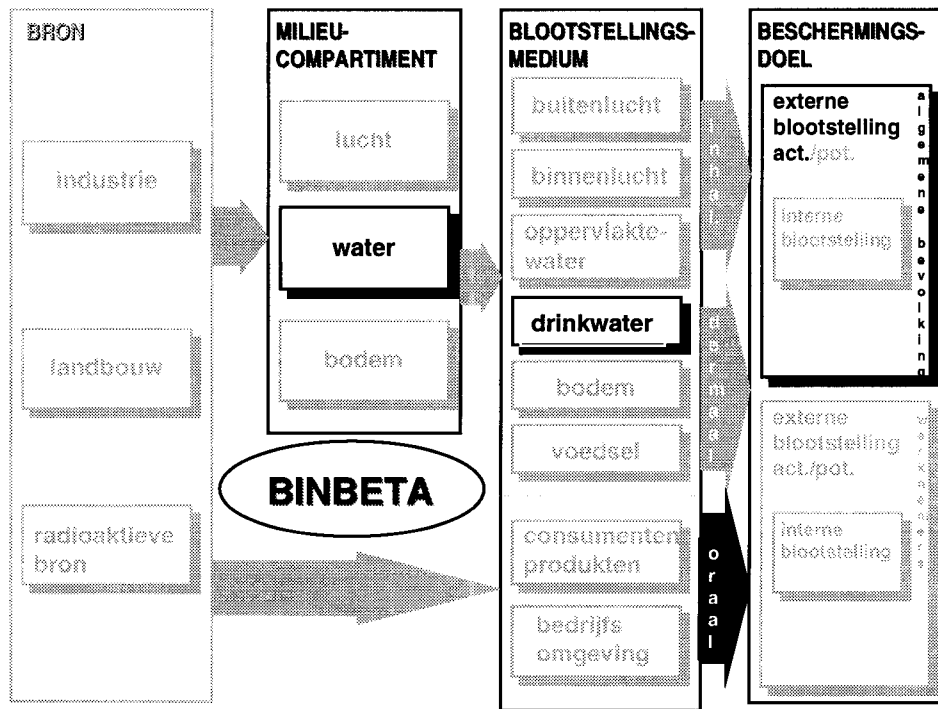
7. Default waarden van parameters

Het model bevindt zich nog niet in een stadium om verantwoord default parameters te kiezen.

8. Referenties

Van Scheindelen, J., Marra, M., Rombout, P.J.A. (1995) Blootstellingsmodel AirPEX (Air Pollution Exposure Model): Ontwikkeling en modelbeschrijving. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 623710003.

Van Veen, M.P. (1995) CONSEXPO. A program to estimate consumer product exposure and uptake. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 612810002.



1. Doel van het model

Bin(omial)-Beta(distribution) is een model voor de schatting van de grootte van een fractie uit gepaarde microbiologische waarnemingen. Uitkomst is een kansverdeling voor deze fractie, uitgedrukt als een kans (op succes: passage van een proces, gedetecteerd worden in een monster, levensvatbaar zijn in een mengsel van levende en dode micro-organismen, etc.).

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Deze verdeling kan gebruikt worden voor kwantitatieve beoordeling van methodes (voor detectie van pathogene micro-organismen), van processen (voor zuivering van oppervlaktewater tot drinkwater), of voor berekening van de dosis ten behoeve van kwantitatieve risicoschatting voor pathogene micro-organismen. Eventueel kan het model (in aangepaste vorm) gebruikt worden voor verificatie van de verwijdering van micro-organismen door bodempassage of voor hieraan verwante toepassingen.

In zijn huidige vorm is het model (nog) niet geschikt voor routinematige analyses, initiatief tot omschrijven naar een productieplatform moet uit project watermicrobiologie of levensmiddelenmicrobiologie komen.

3. Principe van het model

De schatting van de grootte van de gewenste fractie kan gebeuren op twee manieren: aannemend dat deze fractie konstant is (maximum likelihood schatter te berekenen uit de verhouding van getelde aantallen voor en getelde aantallen na), of aannemend dat deze fractie variabel is. In het geval dat de variatie beschreven kan worden met een Beta-verdeling is een likelihood te berekenen. Hiermee worden parameterwaarden geschat, en een betrouwbaarheidsinterval voor deze parameters.

Hiernaast kunnen door middel van bootstrapping replicaties van de meetgegevens gegenereerd worden, die weer gebruikt worden voor berekening van een verzameling parameterparen. De bij deze onzekerheidsanalyse verkregen parameterwaarden kunnen worden opgeslagen om later bij dosisschattingen opnieuw te gebruiken.

De uitkomsten kunnen worden weergegeven als best passende Beta-verdeling, en verdeling van percentielen voor boven- en ondergrens van de verdeling van de te schatten fractie. Voor het geval dat tellingen van aantallen micro-organismen in verschillende monsters (met verschillende volumina) zijn gebeurd, is een aanpassing uitgewerkt (in een aparte module). Hierbij kan tevens onderscheid worden gemaakt tussen gepaarde tellingen (gekoppeld in tijd) en ongepaarde tellingen (niet gekoppeld, bij voorbeeld een serie metingen met korte tussenpozen voor en na bodempassage).

Gegevensbehoefte:

Een serie paren van tellingen, die (de variatie in) een fractie karakteriseren. De tellingen voor het proces (of totale aantallen) mogen niet gelijk aan nul zijn, voor tellingen na het proces (of fracties van bovengenoemde aantallen) geldt deze voorwaarde niet. Indien van toepassing, moeten getelde aantallen gegeven worden samen met volumina waarin deze bepaald werden.

Tijdschaal:

Niet van toepassing

Ruimtelijke schaal:

Niet van toepassing

4. Beschikbaarheid

Er bestaat alleen een ontwikkelversie, als Mathematica notebook: zowel numerieke output (data files) als grafische output (Postscript files). Voor Monte Carlo simulaties waarbij grote aantallen maximum-likelihood waarden moeten worden berekend, is een C-subroutine geschreven, die als subprocess vanuit de Mathematica-kernel wordt aangeroepen. Hierin worden sources uit Numerical Recipes in C gebruikt (Press et al. 1992). Er zijn op dit moment geen plannen om deze modules ter beschikking te stellen van onderzoekers buiten MGB.

De uitkomsten van dit model voor gegevens omtrent recovery van een detectiemethode, levensvatbaarheid van organismen na langdurig verblijf in oppervlaktewater, en verwijdering van organismen in een zuiveringsproces zijn verwerkt in een kwantitatieve schatting van het infectierisico van pathogene protozoa in drinkwater, bereid uit oppervlaktewater (Teunis et al, in press).

5. Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

(Zie boven) De verdeling van percentielen van de gefitte verdeling kan worden weergegeven.

6. Mate van validatie

Intern: vergelijking van de betrouwbaarheidsgebieden met de puntenwolk van geschatte parameterparen uit de bootstraprePLICaties. Extern: de methode is beschreven in een publicatie die wordt aangeboden aan een peer-reviewed tijdschrift.

7. Defaultwaarden voor parameters

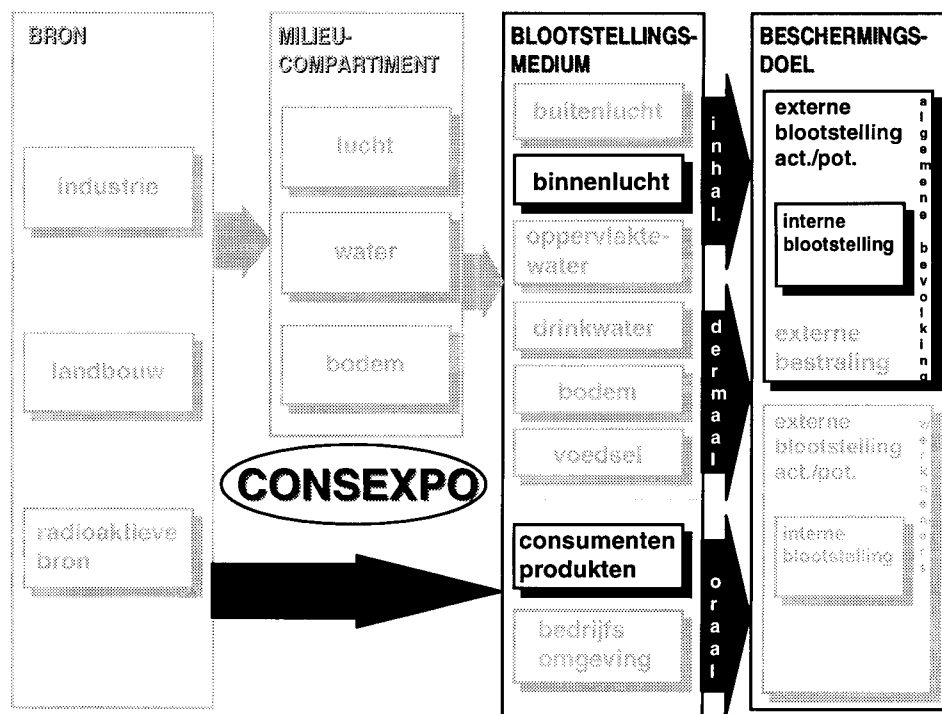
Niet van toepassing

8. Referenties

Press, W.H., Flannery, B.P., Teukolsky, S.A. en Vetterling, W.T. (1992) Numerical Recipes in C, The Art of Scientific Computing. Second Edition, Cambridge University Press

Teunis, P.F.M. en Slob, W. (Submitted) The statistical analysis of fractions resulting from microbial counts. Applied and Environmental Microbiology.

Teunis, P.F.M., Medema, G.J., Kruidenier, L. en Havelaar, A.H. (In Press) Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* or *Giardia* in drinking water from a surface water source. Water Research.



1. Doel van het model

Het programma heeft tot doel de humane blootstelling aan chemische stoffen in consumentenproducten te schatten, waarbij over alle routes van de directe blootstelling via het eindproduct uitgegaan wordt. Het programma is in staat zowel potentiële als actuele blootstellingen te schatten en het is bruikbaar voor zowel preventieve als actuele risicoschattingen. Ter evaluatie van onzekerheden en variabiliteit wordt eventueel aanwezige variantie in parameterwaarden in de uitkomsten doorberekend.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt ?

Het CONSEXPO-programma wordt momenteel in de volgende kaders gebruikt

1. Schatten en beoordelen van actuele blootstellingen aan chemische stoffen in consumentenproducten, in het kader van door VWS-HIGB en VWS-VVP aangevraagde adviezen.
2. Consumentenblootstelling in de dossierbeoordeling van bestaande stoffen. Op basis van door de fabrikant geleverde informatie over de chemische stof, onder andere in de vorm van HEDSET gegevens, wordt de potentiële blootstelling van de consument geschat. Samen met eventueel aanwezige rapportages en publicaties over gemeten blootstellingen wordt een blootstellingsbeoordeling gemaakt.
3. Consumentenblootstelling in de dossierbeoordeling van nieuwe stoffen. Op basis van door de fabrikant geleverde gegevens en verwachtingen over het gebruik van de stof, onder andere in de vorm van HEDSET-gegevens, wordt de potentiële blootstelling van de consument ingeschat.

3. Principe van het model

CONSEXPO is een programma dat niet een enkel model, maar een serie modellen vertegenwoordigt. Voor elke blootstellingssituatie dient een contact-, blootstellings- en opnamemodel gekozen te worden. Voor elk van deze componenten zijn zowel eenvoudige als complexe

modellen beschikbaar. Op deze manier kan een eerste inschatting via eenvoudige modellen gemaakt worden, een inschatting die als een eerste (screening) stap in het beoordelingsproces beschouwd moet worden. Wanneer meer en betere gegevens over de stof en de producten waarin het verwerkt is beschikbaar komen, kunnen met complexere modellen meer gerichte blootstellingsschattingen berekend worden. Door de modulaire opbouw van het programma is dit een eenvoudige stap.

Het programma is in staat om variabele modelparameters te gebruiken en verwerkt deze variabiliteit in de resultaten. Enerzijds kan gekozen worden om een worst case schatting te doen, waarbij alle variabele parameters op hun 95 percentiel gezet worden. Anderzijds kan de verdeling van de blootstelling en opname gegenereerd en afgebeeld worden, en percentielen van deze verdeling kunnen opgevraagd worden. Met behulp van deze mogelijkheden is ook lokale gevoeligheidsanalyse mogelijk.

Het programma splitst het model op in contact-, blootstellings- en opnamemodules. Momenteel wordt het contact gemodelleerd via de parameters gebruiksduur, contactduur, contactfrequentie en contactstart sinds begin potentiële blootstelling. In de nabije toekomst worden hieraan toegevoegd een “contactsequentie” en stochastische modellen. Beiden beschrijven contact via een serie 0en en 1en, die per tijdsinterval af- en aanwezigheid van contact beschrijven. De sequentie doet dat met een vastliggende volgorde, de stochastische modellen genereren die volgorde aan de hand van een opgegeven proces.

In het programma zijn de volgende blootstellingsmodellen opgenomen, die nader worden beschreven in Van Veen (1995a). In het kader van een recente product categorisering en inventarisatie naar defaultwaarden (Van Veen, 1995b) zijn productcategorieën vastgesteld waarvoor nog geen modellen voorhanden zijn. Deze omissies zullen in de nabije toekomst opgevuld worden. Ook zullen de simpele modellen aangepast worden aan de modellen in de EU Technical Guidance Document voor nieuwe en bestaande stoffen. Het modelaanbod zal hierdoor verder vergroot worden.

I. Inhalatoire route

Constant concentration model. De concentratie van een stof wordt verondersteld konstant te zijn en wordt berekend aan de hand van de hoeveelheid product, de gewichtsfractie van de stof in het product en de kamergrootte. De chemische stof wordt geacht als gas of damp beschikbaar te komen.

Evaporation from mixture model. De concentratie van een stof in de lucht van een geventileerde kamer wordt verondersteld af te hangen van de verdampingssnelheid van de stof uit een product. De evenwichtsconcentratie van de stof is een functie van de verdampingsnelheid, de ventilatiesnelheid en de kamergrootte.

Evaporation of pure substance model. De concentratie van een stof in de lucht van een geventileerde kamer wordt verondersteld af te hangen van de verdampingssnelheid van de stof uit een product die puur uit die stof bestaat. De evenwichtsconcentratie van de stof is een functie van de verdampingssnelheid, de ventilatiesnelheid en de kamergrootte.

Source and ventilation model. De concentratie van de stof in de kamerlucht hangt af van de generatiesnelheid van de stof, de ventilatiesnelheid en de afbraaksnelheid van de stof.

De stof wordt verondersteld afkomstig te zijn van een bron die met een constante snelheid de stof genereert.

II. Dermale route

Fixed product volume. De productmatrix waarin de stof zich bevindt wordt verondersteld goed gemengd te zijn, zodat de stofconcentratie overal gelijk is. In dit geval wordt de huid de meest belangrijke barrière tussen bij de opname.

Product diffusion. De productmatrix wordt verondersteld niet te mengen, zodat zich een concentratiegradiënt van de stof in het product zal vormen. In dit geval is niet de huid, maar het product zelf de meest belangrijke barrière bij de opname.

III. Orale route

Single ingestion. Een hoeveelheid product met een zekere concentratie van een stof wordt ingeslikt.

Daily intake. Gebaseerd op gemeten concentratiedata wordt een schatting van de blootstelling en opname gegeven.

In principe zijn er twee soorten opnamemodellen voorhanden, het fractiemodel en het diffusiemodel. Het fractiemodel beschrijft opname als een fractie van de blootstelling. Het diffusiemodel berekent de opgenomen hoeveelheid aan de hand van de permeabiliteit van de lichaamswand en het concentratieverschil tussen het product en het bloed. Voor de inhalatoire route is nog een model opgenomen dat de opname in termen van partiticoëfficiënten beschrijft.

De resultaten van deze modellen worden op verschillende manieren gepresenteerd. Ten behoeve van de inschatting van acute effecten wordt de gebeurtenis-gemiddelde blootstelling per route gegeven. Ten behoeve van de inschatting van effecten na chronische blootstelling worden de route-gesommeerde jaargemiddelde blootstelling, de opname per jaar en de dosissnelheid in mg per kg lichaamsgewicht per dag gegeven.

4. Beschikbaarheid

Het programma is een stand alone MS-WINDOWS 3.1 programma. Het gebruik vereist een PC met een 80386 processor (of beter), tenminste 4Mb RAM en een harde schijf met 1 Mb vrij. De huidige versie is 1.03, waarin enkele bugs uit versie 1.0 en 1.01 verbeterd zijn. CONSEXPO is beschreven in Van Veen (1995a), inclusief de gebruikte modellen. Het algemene raamwerk dat aan CONSEXPO ten grondslag ligt wordt beschreven in Van Veen (1996).

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Er is geen systematische gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse uitgevoerd. Opgemerkt dient te worden dat het programma de mogelijkheid biedt deze analyses zelf uit te voeren voor de gekozen modelcombinatie. Hiervoor kunnen één of meerdere parameters van een verdeling worden voorzien, waarna de verdeling van de resultaten geanalyseerd kan worden. De variabiliteit in de uitkomsten ten gevolge van variabiliteit in parameterwaarden kan gekwantificeerd en vergeleken worden.

6. Mate van validatie

Validatie van CONSEXPO-modellen heeft nog niet plaatsgevonden. In enkele ad hoc vergelijkingen (methyleenchloride uit spuitbussen en B(a)P in koolteersampoo) zaten de CONSEXPO schattingen niet meer dan een factor 2 naast de gemeten waarden. In 1996 wordt een start gemaakt met het valideren van CONSEXPO-modellen, zowel binnen het RIVM in het kader van project 612810 (Consumentenblootstelling) als door de Health and Safety Executive in Groot Brittannië.

7. Default waarden

I. Contact. Momenteel zijn de contactparameterwaarden voor 24 taakcategorieën beschikbaar. Het kiezen van een taak zet de frequentie en duur van contact volgens resultaten van een enquête van het CBS. Deze lijst zal aan de hand van Van Veen (1995b) en Weegels (1996) in 1996 sterk verbeterd worden.

II. Blootstelling. Voor de volgende parameters zijn defaultwaarden gegeven.

- Kamervolume. 25 m^3 . Dit is de inhoud van een kleine kamer in sociale woningbouwprojecten.
- Verdampingsoppervlak. 0.025 m^2 . Dit is het oppervlak van een pot of bus verf. Alleen toe te passen indien daadwerkelijk verdamping vanuit een bus beschreven wordt.
- Kamertemperatuur. 25°C . Bovengrens kamertemperatuur.
- Product verdunning. 1 maal, i.e. geen verdunning.

III. Opname. Een aantal parameters zijn lichaamsgewicht-onafhankelijk, te weten

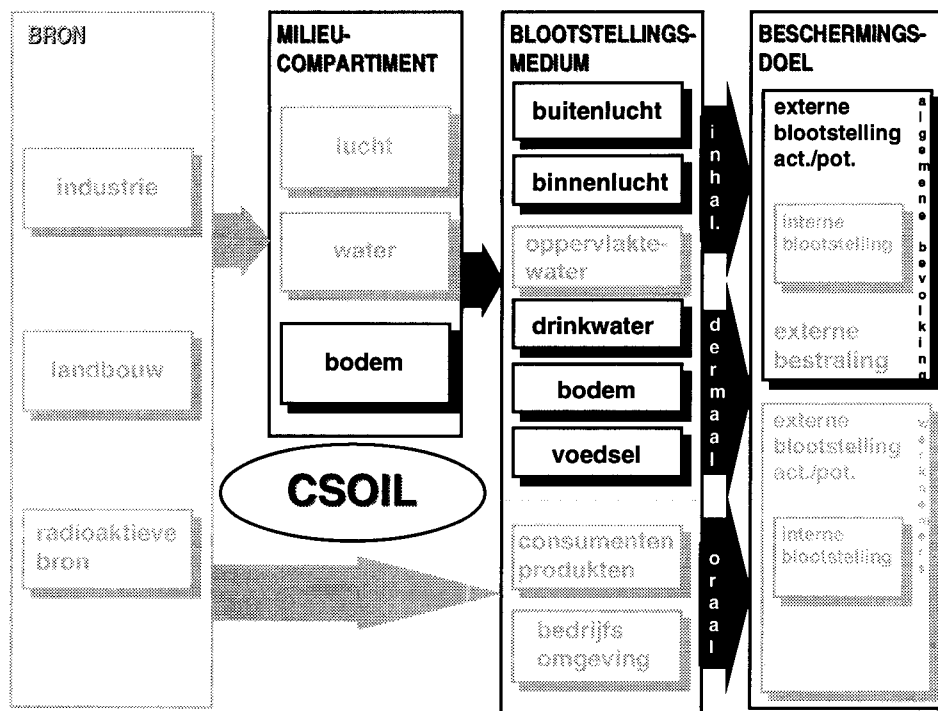
- Inhalatoire, dermale en orale opgenomen fractie. 1. Bovengrens.
- Respirabele fractie. 1. Bovengrens.
- Dermaal blootgesteld oppervlak. 4340 cm^2 .
- Dermaal bloedvolume op plek blootstelling. 434 cm^3
- Dermale bloedstroom op plek blootstelling. $552 \text{ cm}^2/\text{minuut}$. Fractie doorbloeding op de plek van blootstelling ten opzichte van de totale doorbloeding van de huid is gelijk genomen aan de fractie lichaamsoppervlak dat blootgesteld is.
- Gastro-intestinale migratie product naar lumen. 1. Bovengrens.
- Gastro-intestinale stroomsnelheid. $1.67 \text{ cm}/\text{minuut}$.
- Gastro-intestinale bloedstroom. $1500 \text{ cm}^3/\text{minuut}$.
- Intestinale lengte. 400 cm .
- Intestinale radius. 2 cm .

Andere parameters hangen af van het lichaamsgewicht. Deze zijn in de volgende tabel vervat.

Naam	Eenheid	Man	Vrouw	Kind	Baby
gewicht	kg	77.5 (sd 10)	65.0 (sd 8.5)	35.0 (sd 5.0)	8.0 (sd 1.0)
bloedstroom long	cm3/minuut	5200	5200	3000	600
bloedvolume long	cm3	550	520	200	50
alveolair oppervlak long	m2	60	60	32	6
volume long	cm3	2500	2500	1250	300
inhalatiesnelheid	cm3/minuut	12400	10900	6810	2220

8. Referenties

- Van Veen, M.P. (1995a) CONSEXPO, a program to estimate consumer product exposure and uptake. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 612810002.
- Van Veen, M.P. (1995b) A Proposal for a Consumer Product Categorization. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 612810003.
- Van Veen, M.P. (1996) A general model for exposure and uptake from consumer products. Risk Analysis 16: 331-338.
- Weegels, M. F. (1996) Exposure to consumer products containing chemicals. Report of phase 1: Inventory of available insights. Concept 31/1/1996. Section of Applied Ergonomics, Department of Products and System Ergonomics, Faculty of Industrial Design Engineering, TU Delft.



1. Doel van het model

Berekenen potentiële en actuele blootstelling van de mens aan bodemcontaminanten. Het gebruik van het model voor de berekening van actuele risico's (locatie-specifiek) vindt plaats in combinatie met metingen.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Met CSOIL wordt de zogenaamde Humaantoxicologische Ernstige Bodem Verontreinigings Concentratie (HUM-TOX EBVC) berekend. De HUM-TOX EBVC is de concentratie in de bodem (uitgedrukt in mg/kg d.s.) waarbij de met CSOIL berekende humane blootstelling overeenkomt met het Maximale Toelaatbare Risico voor de betreffende contaminant (uitgedrukt in mg/kg_{bw}/day). Deze berekening is een stap in de procedure om te komen tot voorstellen voor interventiewaarden voor bodem en grondwater (RIVM-project 71170, Onderbouwing normstelling en risicoschatting bodem; opdrachtgever DGM, Directie Bodem).

Ook wordt het model gebruikt bij de urgentiebepaling van saneringen en ter beoordeling van het verlenen van bouwvergunningen (actuele risico's) waarbij naar locatie-specifieke omstandigheden wordt gekeken.

Een onderdeel van het CSOIL model, namelijk blootstelling aan vluchtige verbindingen vanuit de bodem, is in 1995 opnieuw intensief bestudeerd (RIVM-project 715810014). Dit heeft geresulteerd in een nieuw concept voor de berekening van de concentratie binnenshuis in het geval van een bodemverontreiniging met vluchtige verbindingen. Deze berekening kan onafhankelijk van het CSOIL model plaatsvinden en wordt daarom gezien als een apart model (VOLASOIL). Het model kan in de toekomst mogelijk worden ingezet bij de bepaling

van saneringsurgentie wanneer vluchtige verbindingen worden aangetroffen, of bij het afgeven van bouwvergunningen. Ook wordt het wellicht ingebouwd in CSOIL, voor het bepalen van de HUM-TOX EBVC. In hoeverre dit model in het beleid geïmplementeerd zal worden staat in dit stadium ter discussie.

3. Principe van het model

CSOIL bestaat uit een verzameling formules. Met deze formules kan, uitgaande van een totaalgehalte in de bodem, per blootstellingsroute de opname van een verbinding in het menselijk lichaam berekend worden.

Gegevensbehoefte: De input van het model bestaat uit stofs specifieke fysisch-chemische parameters en een MTR, voor vluchtige verbindingen eventueel aangevuld met een TCL (Toelaatbare Concentratie in Lucht, uitgedrukt in mg/m^3).

De basisset fysisch/chemische parameters bestaat uit molecuulgewicht, wateroplosbaarheid_{10-20 °C}, log K_{ow} , dampdruk, en de permeatiecoëfficiënt voor migratie door drinkwaterleidingen, bioconcentratiefactor (metalen), K_d (metalen).

Bij de berekening van de blootstelling wordt onderscheid gemaakt tussen metalen, overige anorganische stoffen en organische verbindingen.

Bij toepassing van het model zijn de volgende stappen te onderscheiden:

- berekening van verdeling over de fasen in de bodem (vast, vloeistof, gas)
- berekening concentraties in contactmedia:
 - binnenlucht en buitenlucht (aan de hand van flux voor transport vanuit het bodemsysteem);
 - accumulatie in gewas (direct vanuit bodem en depositie uit lucht);
 - permeatie door leidingen naar drinkwater (op basis van permeatiecoëfficiënten);
 - concentratie in badkamerlucht (voor vluchtige stoffen);
- blootstellingsberekening; te onderscheiden routes:
 - ingestie van grond en stof;
 - dermaal contact met grond en stof ;
 - inhalatie van gronddeeltjes;
 - inhalatie van binnenlucht en buitenlucht;
 - consumptie van verontreinigde gewassen;
 - inname van drinkwater (a.g.v. permeatie door leidingen);
 - inhalatie van dampen tijdens het douchen;
 - dermaal contact tijdens baden/douchen.

De totale opname is te bepalen door al deze routes te sommeren. Dit wordt apart gedaan voor kinderen (levert op "total-child", TCH) en volwassenen (TAD). De gemiddelde dagelijkse levenslange blootstelling wordt nu berekend met de formule:

$$\text{DOSIS}_{a,l} = (6 * \text{TCH} + 64 * \text{TAD}) / 70$$

De berekende dosis is de totale hoeveelheid die in het lichaam wordt opgenomen. Met gebruikmaking van de orale, inhalatoire en dermale absorptiefactoren (default-waarden= 1) kan deze dosis gerelateerd worden aan de MTR (TDI of de dosis met kankerrisico 1 op 10^4). Voor vluchtige verbindingen vindt nog een controlestep plaats; er wordt gekeken of bij de berekende concentratie in de bodem (EBVC) de concentratie in de lucht de humaan-toxicologische grenswaarde in lucht (TCL) overschrijdt. Zo ja, dan wordt de EBVC naar beneden bijgesteld totdat dat niet meer het geval is.

De afleiding van de HUM-TOX EBVC is gebaseerd op de "gemiddelde standaardsituatie", wonen met tuin. In deze berekening wordt aangenomen dat alle blootstellingsroutes "actief" zijn. Voor locatie-specifieke schattingen van de blootstelling is definitie van het scenario vereist en dienen een aantal locatie-, gedrags- en bodemspecifieke parameters te worden bepaald. Gezien de onzekerheden bij locatie-specifieke toepassing dienen berekeningen te worden gecombineerd met metingen in contactmedia.

4. Beschikbaarheid

CSOIL is een LOTUS 123-spreadsheet. Het gebruik vereist een PC, met een DOS besturings-systeem.

CSOIL is beschreven in het RIVM-rapport van Van den Berg (1991/1994/1995). Dit rapport geeft een compleet overzicht van het formularium van CSOIL en verder voor een groot aantal stoffen resultaten van gemaakte berekeningen.

CSOIL is commercieel verkrijgbaar bij het Van Hall Instituut in Groningen onder de naam Risk Humaan. Risk Humaan draait onder windows. Verder heeft Shell een model beschikbaar onder de naam HESP, dat qua berekeningsmethodiek vergelijkbaar is met CSOIL. Voor het gebruik van CSOIL voor de bepaling van saneringsurgentie heeft het van Hall Instituut in opdracht van VROM het programma SUS (Sanerings Urgentie Systematiek) ontwikkeld.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse is uitgevoerd in opdracht van DGM (RIVM-rapport 715810018).

6. Mate van validatie

Validatie van CSOIL heeft niet plaatsgevonden.

7. Default-waarden

Bij het gebruik van CSOIL voor het berekenen van de HUM-TOX EBVC (potentieel risico) worden veel vaste aannamen gedaan (voor o.a. bodemeigenschappen, grondingestie,

ademvolumes). In rapport 715810018 is een richtlijn gegeven hoe met de parameters kan worden omgegaan in geval van berekening van de actuele blootstelling.

Een aantal default-waarden worden hier gegeven:

Bodemeigenschappen

temperatuur: 283 K

volumefractie lucht: 0.2

volumefractie water: 0.2

volumefractie grond: 0.6

fractie organisch koolstof: 0.058

volumieke massa droge grond: 1.5 kg/dm^3

pH:6

Grondingestie

dagelijkse inname grond (kind): $1.5 \cdot 10^{-4} \text{ kg d.s./dag}$

dagelijkse inname grond (volwassene): $5 \cdot 10^{-5} \text{ kg d.s./dag}$

Humane karakteristieken

ademvolume kind: $0.32 \text{ m}^3/\text{h}$

ademvolume volwassene: $0.83 \text{ m}^3/\text{h}$

lichaamsgewicht kind: 15 kg

lichaamsgewicht volwassene: 70 kg

oppervlak lichaam kind: 0.95 m^2

oppervlak lichaam volwassene: 1.8 m^2

drinkwaterconsumptie kind: $1 \text{ dm}^3/\text{d}$

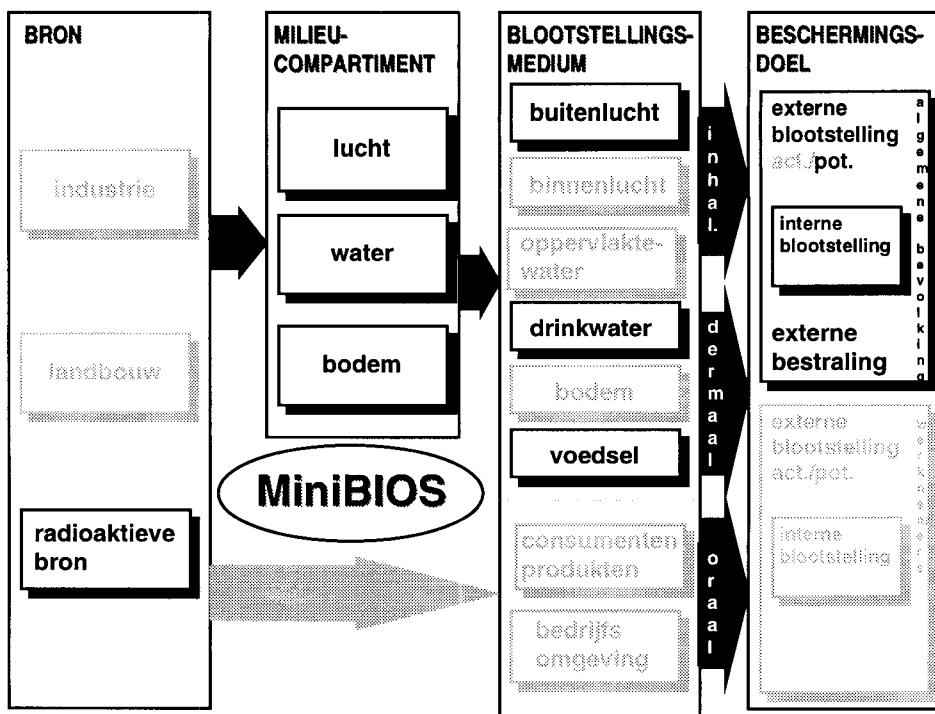
drinkwaterconsumptie volwassene: $2 \text{ dm}^3/\text{d}$

Verder worden de absorptiefactoren in het model default op 1 gesteld. Deze absorptiefactoren zijn ingebouwd in het model voor: ingestie grond en stof, dermaal contact grond en stof, inhalatie van binnenlucht & buitenlucht en voor omrekening van TDI naar interne dosis. Bij LBO vindt voor een aantal contaminanten onderzoek plaats naar de daadwerkelijke waarde voor deze absorptiefactor.

8. Referenties

Berg, R. van den (1991/1994/1995) Blootstelling van de mens aan bodemverontreiniging. Een kwalitatieve en kwantitatieve analyse leidend tot voorstellen voor humaan toxicologische C-toetsingswaarden. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 725201006 (laatste herzien versie: maart 1995).

- Bockting, G.J.M., Swartjes, F.A., Koolenbrander, L.G.M. en Berg, R. van den (1994) Beoordelingssystematiek bodemkwaliteit ten behoeve van bouwvergunningaanvragen. Deel I. Bodem-gebruiksspecifieke beoordelingsmethodiek voor de humane blootstelling. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 715810001.
- Vissenberg, H.A. en Swartjes, F.A. (1996) Evaluatie van de met CSOIL berekende blootstelling middels een op Monte Carlo technieken gebaseerde gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 715810018 .
- Waitz, M.F.W., Freijer, J.I., Kreule, P. en Swartjes, F.A. (1996) The VOLASOIL risk assessment model based on CSOIL for soils contaminated with volatile compounds. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 715810014.



1. Doel van het model

MiniBIOS is een compartimenten model voor het tijdsafhankelijk berekenen van het transport van radionucliden in de biosfeer en de stralingsdosis die daar een gevolg van is. Het model is ook geschikt voor het uitvoeren van probabilistische berekeningen. Hiervoor is een koppeling met het pakket UNCSAM gemaakt.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Het model wordt gebruikt voor berekening van transport van radionucliden in de biosfeer en de daaruit volgende stralingsbelasting van de mens. Het model is bedoeld voor grote tijdschalen (vanaf ± 10 jaar), er wordt gewerkt met jaargemiddelde, constante parameters. Het is door de NRPB ontwikkeld voor toepassing in studies naar de veiligheid van de opberging van radioactief afval. Het is gebruikt voor berekening van de veiligheid van opslag van radioactief afval in geologische zoutformaties (project PROSA).

3. Principe van het model

Het model bestaat uit een aantal terrestrische compartimenten, onderverdeeld in water-, sediment- en bodemcompartimenten, en een aantal zeecompartimenten. Het transport van radionucliden in de biosfeer wordt beschreven met transferfactoren tussen de verschillende compartimenten. In de berekening van de stralingsdosis van de mens zijn verschillende belastingspaden opgenomen, zoals de ingestie van water, vis, groente, vlees, melk, inhalatie van stofdeeltjes en externe bestraling.

4. Beschikbaarheid

MiniBIOS is beschikbaar via de NRPB.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Er zijn gevoeligheids- en onzekerheidsanalyses uitgevoerd, zie referenties.

6. Mate van validatie

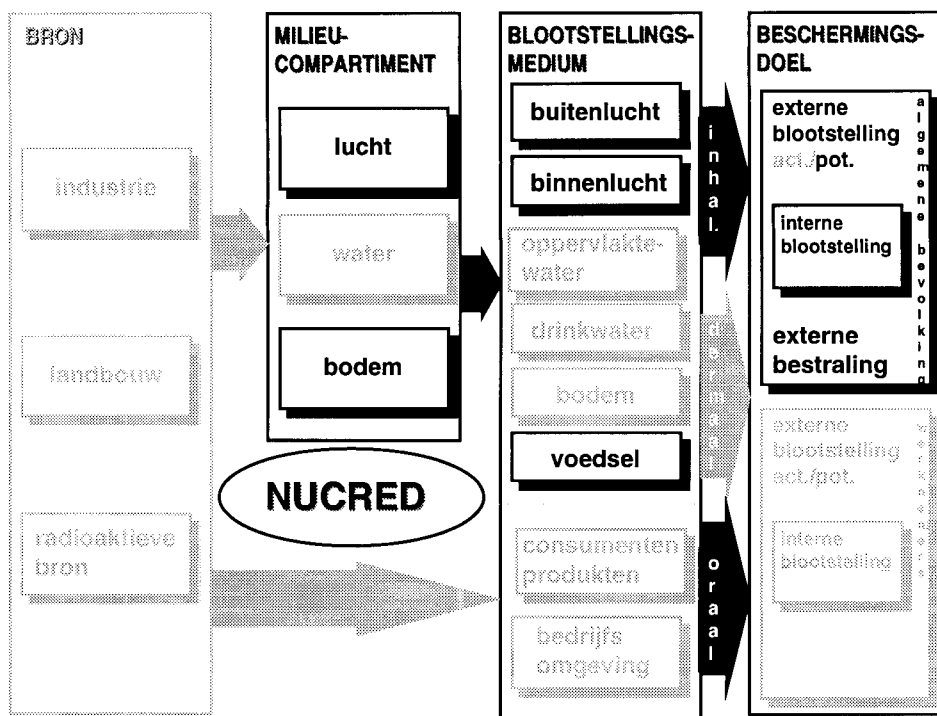
Binnen het internationale projekt BIOMOVs II is het model ingebracht en toegepast in een ringonderzoek.

7. Defaultwaarden

In het rapport RIBRON staan voor een aantal parameters de te gebruiken defaultwaarden, Indien probabilistisch gerekend wordt, moeten parameterverdelingen worden opgegeven.

8. Referenties

- Martin, J.S., Mobbs, S.F., Klos, R.A. en Barraclough, I.M. (1991) User guide for the code MiniBIOS_1A. NRPB-283.
- Uijt de Haag, P.A.M en Laheij, G.M.H. (1993) The MiniBIOS model (version 1A4) at the RIVM. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 715204004.
- Laheij, G.M.H. en Uijt de Haag, P.A.M (1993) Probability distributions of dose conversion factors radionuclides used in a long-term safety assessment. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 715204005.
- Laheij, G.M.H., Blaauboer, R.O. en Lembrechts J.F.M.M. (1996) Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON), eerste herziene versie. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 610053005.
- BIOMOVsII. Technical report no. 12. Biosphere modelling for dose assessments of radio active waste repositories. September 1996.



1. Doel van het model

Doel van het model is selectie van de voornaamste nucliden in de bronterm die bijdragen aan de stralingsdosis ten gevolge van een ongeval met nucleaire installaties. Het model berekent daartoe stralingsdoses voor externe bestraling, ingestie en inhalatie.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Het model maakt gebruik van de luchtconcentratie en depositie op de bodem. Van daaruit worden via berekening de doses ten gevolge van ingestie, inhalatie en externe bestraling berekend. De resultaten maken een selectie van de meest relevante nucliden mogelijk die gebruikt kunnen worden in het model RISKA.

3. Principe van het model

Het model berekent de belasting op enkele km van de bron. Er wordt geen rekening gehouden met verval tijdens het luchttransport. De luchtconcentraties en bodemdeposities worden omgerekend naar de stralingsbelasting, waarbij wel met verval wordt rekening gehouden. In het model zit een eenvoudig voedselpakket, en er worden aannamen gedaan omtrent het verblijf binnen en buitenshuis en de bijbehorende afscherming. Inwendige blootstelling wordt berekend op basis van ICRP-modellen (middels de invoer van dosisconversiecoëfficiënten).

4. Beschikbaarheid

H. Slaper, RIVM/LSO.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Het model is op onderdelen vergeleken met gedetailleerde modellen.

6. Mate van validatie

Implementatie is getoetst; op onderdelen vergeleken met elders gepubliceerde modelleringen.

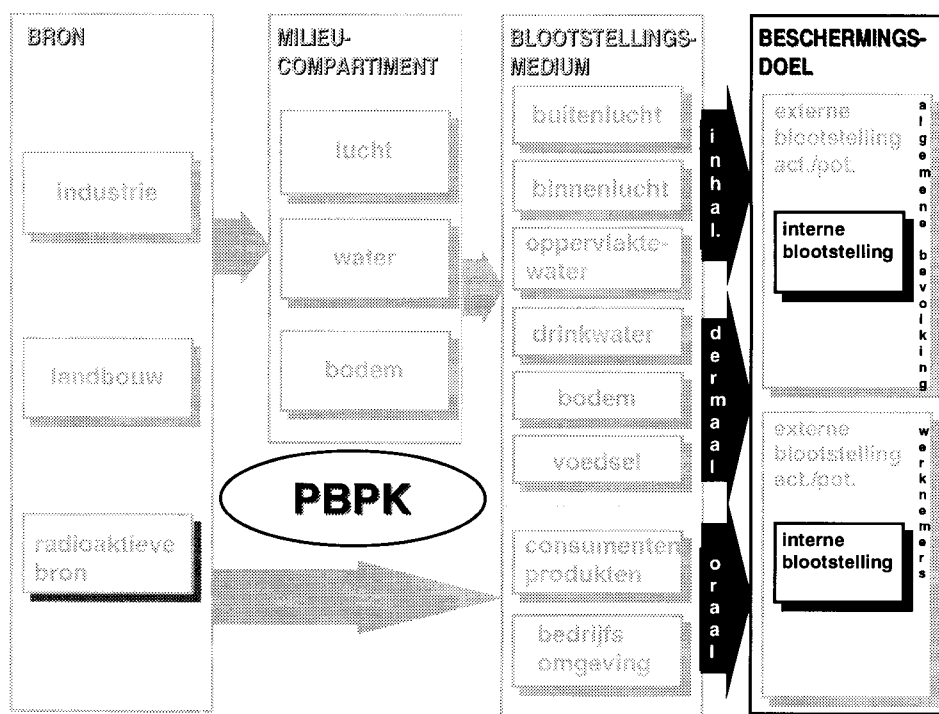
7. Defaultwaarden

Aanwezig voor voedselpakket, gedrag, dosisconversiecoëfficiënten; overdracht: bodemplant; koe-melk-vlees; afscherming door gebouwen etc.

8. Referenties

Slaper, H., Blaauboer, R.O. en Eggink, G.J. (1993) A risk assessment for accidental releases from nuclear power plants in Europe. RIVM report 743030002.

Slaper, H. (1993) Dosisberekening en selectie van dosisbepalende nucliden middels het programma NuclidReductie: NUCRED version 2.3. Achtergronddocument opgenomen in logboek LSO/L/328.



1. Doel van PBPK modellering

PBPK modellen zijn compartmentsmodellen waarmee op mechanistische grondslag het lot beschreven wordt van een stof in een fysiologisch systeem. In tegenstelling tot klassieke compartmentsmodellen worden de modelparameters zoveel mogelijk gebaseerd op de eigenschappen van het fysiologische systeem, zoals bloedvolumestromen en orgaanvolumina. Doelstelling van het model is afhankelijk van de vraagstelling. Zo kan men geïnteresseerd zijn in de stofconcentratie in een doelorgaan om een interne-dosis effect relatie te schatten, of zal men concentraties in moedermelk willen berekenen teneinde de blootstelling van een zuigeling te schatten.

2. Waarvoor worden PBPK modellen gebruikt

De toepassingsmogelijkheden van PBPK modellen zijn legio:

- * berekenen van interne dosis in een of meer doelorganen
- * berekenen van de cumulatieve belasting van een fysiologisch systeem (mens, dier)
- * berekenen van residuen in producten (melk, vlees, vet)
- * schatting van de fractie die vanuit het maagdarmsysteem wordt opgenomen
- * quodlibet

I.h.a. maken deze modellen deel uit van een verantwoorde risicoschatting

3. Principe van PBPK modellen

Als alle compartmentsmodellen zijn PBPK modellen gebaseerd op een stelsel van massabalansen tussen de constituerende compartimenten. Daarbij neemt het bloedcompartiment een centrale rol in omdat het bloed transportmiddel voor de stof is. Allerlei opnameroutes kunnen gemodelleerd worden, zoals intraveneuze of intraperitoneale toediening, opname door de huid, in de long of via het maag-darm systeem. Eliminatie van een stof kan gemodelleerd worden door metabolisme (in de lever voornamelijk) of door klaring d.m.v. urine of moeder-

melk. I.h.a. wordt verondersteld dat het transport in een compartiment gelimiteerd is door de bloedvolumestroom daardoor, maar het is eenvoudig mogelijk om een compartiment te subcompartimenteren, waarbij een subcompartiment perfusie-gelimiteerd is en transport naar de andere subcompartimenten gelimiteerd wordt door diffusie. De modellen kunnen iedere gewenste vorm van complexiteit aannemen mits maar de massabalansen kloppend blijven. Mogelijk worden ook, of juist, de metabolieten van een stof gemodelleerd.

4. Beschikbaarheid

Er zijn (nog) geen generieke PBPK modellen beschikbaar. Wel is een computer omgeving beschikbaar waarin modellen vrij eenvoudig geïmplementeerd kunnen worden. Deze omgeving is de hogere taal ACSL die op het RIVM ingebed is in schil SIMUSOLV. Deze schil maakt het mogelijk om gestructureerd en objectief mogelijk onbekende modelparameters te schatten aan de hand van experimentele gegevens.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Geen generiek model voorhanden zijnde zal ook hiervoor de modelleur zelf zijn model binnen een daartoe beschikbaar pakket (bijv. UNCSAM op het RIVM) moeten implementeren. SIMUSOLV biedt de mogelijkheid van gevoeligheidsanalyse van parameters.

6. Mate van validatie

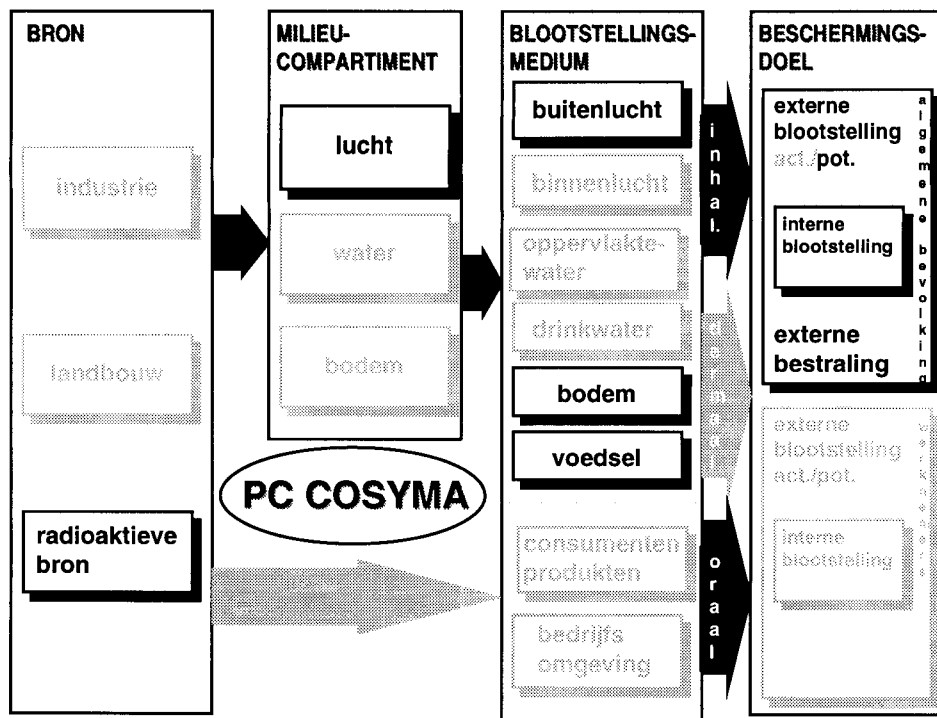
Ieder nieuw PBPK model (ook een verbijzondering van een mogelijk generiek model) zal, eventueel na calibratie aan de hand van experimentele uitkomsten, gevalideerd moeten worden. Behalve de wet van behoud van massa waarop de modellen gebaseerd zijn, is er niet van een algemeen soort validatie sprake

7. Standaardwaarden

Er zijn in principe geen standaardwaarden. Toch kan men standaardwaarden gebruiken zoals die staan o.a. in het "Report of the Task Group on Reference Man" en in "Physiological Parameter Values for PBPK Models".

8. Referenties

- Mitchell & Gauthier Associates. ACSL Advanced Continuous Simulation Language. Concord, USA, Mass. 01742.
- Dow Chemical Company. SIMUSOLV Modeling and Simulation Software. Midland, USA, Michigan 48674.
- Janssen, P.H.M., Heuberger, P.S.C. en Sanders, R. (1995) UNCSAM, a Software Package for Sensitivity and Uncertainty Analysis. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 959101004.
- ICRP (1975) Report of the Task Group on Reference Man. Int. commission on radiological protection publ. 23; Oxford, Pergamon Press.
- ILSI (1994) Physiological Parameter Values for PBPK Models. International Life Sciences Institute-Risk Science Institute.



1. Doel van het model

Berekenen van het risico van potentiële nucleaire ongevallen.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Het model wordt gebruikt om de effecten (zoals doses, concentraties) van ongevalslozingen te berekenen en de effecten van tegenmaatregelen te kunnen inschatten. Het model bevat behalve puur natuurwetenschappelijke modules ook modules om de economische effecten van tegenmaatregelen te berekenen. De effecten kunnen zowel probabilistisch als deterministisch worden berekend.

3. Principe van het model

Het model heeft een aantal modules voor verspreidingsberekening, berekening van luchtconcentratie, effect van tegenmaatregelen, berekening van vroege - en late doses en risicoberekening. Verspreiding wordt berekend met een gesegmenteerd pluimmodel. Uit luchtconcentratie of depositie kunnen via verschillende routes de doses berekend worden, o.a. door externe bestraling vanuit de (radioactieve) wolk, door interne bestraling na inhalatie van materiaal in de wolk of na resuspensie en door ingestie van radioactief besmet voedsel.

4. Beschikbaarheid

PC Cosyma is te bestellen bij de EU, DG XII/F/6, Brussel.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Onbekend.

6. Mate van validatie

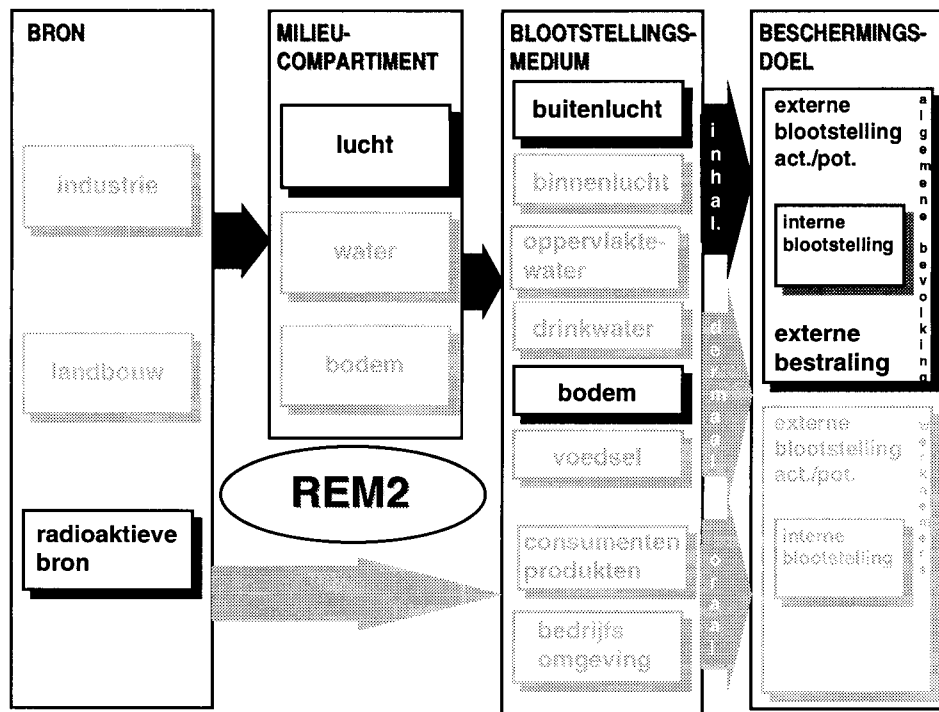
Het model is vergeleken met de mainframe versie van COSYMA.

7. Defaultwaarden

Er zijn in het pakket verschillende defaultwaarden opgenomen, o.a. voor dosisconversiecoëfficiënten, voor integratie perioden voor de ontvangen doses, dosis-effect curven voor verschillende effecten zoals cataract en huidverbranding ten gevolge van externe bestraling, en percentage fatale kankers voor de verschillende organen.

8. Referenties

Jones, J.A., Mansfield, P.A., Haywood, S.M., Hasemann, I., Steinhauer, C., Ehrhardt, J. en Faude, D. (1995). PC Cosyma (version 2): An accident consequence assessment package for use on a PC.



1. Doel van het model

Met REM2 (Radiological Emergency Management system 2.12) zijn de effecten van een ongevalslozing van radionucliden in lucht vast te stellen. Het model berekent stralingsdosis en het effect van tegenmaatregelen op 2-30 km².

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Het model wordt gebruikt om de effecten van ongevalslozingen op korte afstand (2-30 km²) te berekenen.

3. Principe van het model

Het model berekent de dispersie en het transport in lucht, de depositie en de stralingsdoses ten gevolge van inhalatie en externe bestraling. Het model omvat de compartimenten lucht en bodem. Het model berekent contouren van de doses en doses in de loop van de tijd. Het model kan alleen deterministische berekeningen uitvoeren.

4. Beschikbaarheid

Het model is beschikbaar via TNO.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Niet uitgevoerd

6. Mate van validatie

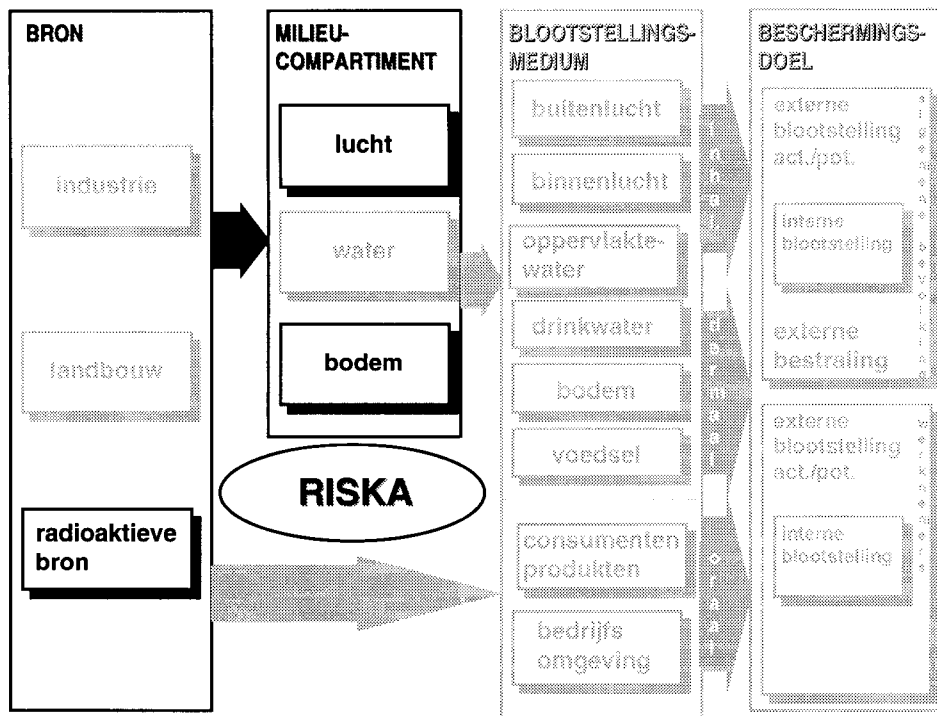
Niet uitgevoerd

7. Defaultwaarden

Er is een aantal standaard brontermen opgesteld die het mogelijk maken snel een berekening te kunnen uitvoeren. Voor de omrekening van concentraties naar dosistempo zijn voor de verschillende radionucliden dosisconversiefactoren gegeven.

8. Referenties

Van Renswoude, G.J. en Verhaegh, P.J.G. (1990) Handboek bij het Radiological Emergency Management System versie 2.12. TNO publicatie no. FEL-90-C202.
Wiesenhaan, J.H. (1990) Handleiding - Omgaan met REM2.



1. Doel van het model

Het berekenen van locatiespecifieke sterfterisico's voor ongevallen met nucleaire installaties, ten behoeve van risicokaarten.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Berekenen van locatiespecifieke overlijdensrisico's ten gevolge van ongevallen met nucleaire installaties. Ondermeer in gebruik ten behoeve van MB/MV rapporten.

3. Principe van het model

Het model berekent op basis van kansen op ongevalslozingen, de atmosferische verspreiding en depositie en ontvangen stralingsdoses. Het model berekent luchtconcentraties en deposities als tussenproduct, en bouwt voort op resultaten die verkregen worden met het NUCRED-model. Als input worden gegevens over de Europese nucleaire installaties, zoals locatie, type, gegenereerd vermogen en ongevalskansen, gebruikt.

4. Beschikbaarheid

H. Slaper, RIVM/LSO.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Er is een eerste orde schatting van de onzekerheden uitgevoerd.

6. Mate van validatie

Onderdelen van het model zijn gevalideerd.

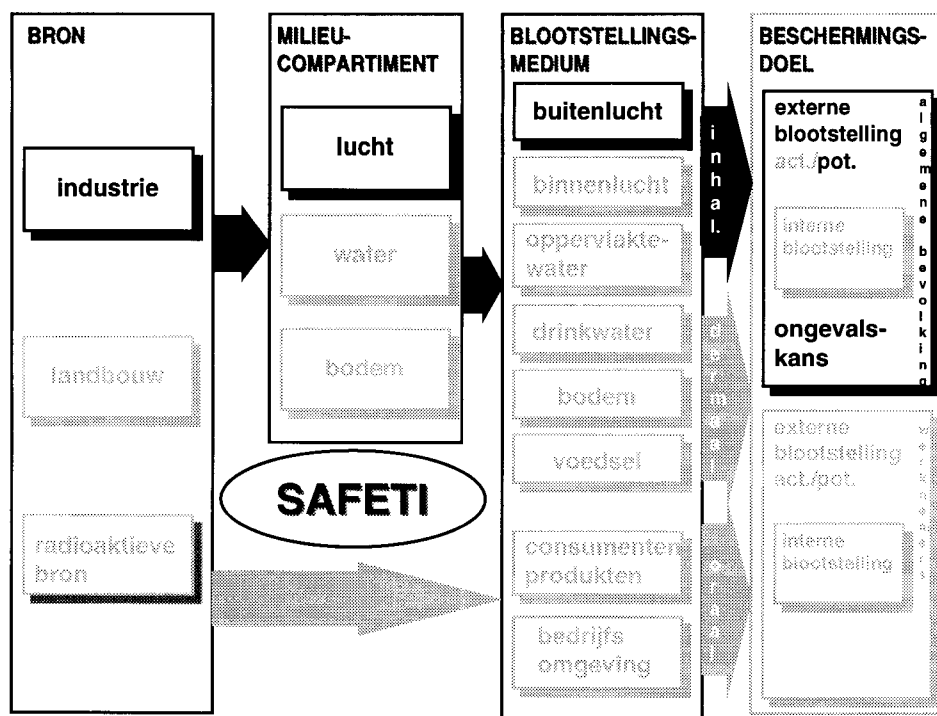
7. Defaultwaarden

Aanwezig voor tot dusver gerapporteerde gegevens.

8. Referenties

Slaper, H., Blaauboer, R.O. en Eggink, G.J. (1993) A risk assessment for accidental releases from nuclear power plants in Europe. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 743030002.

Slaper, H. (1993) Europese risicokaart voor kerncentrales: het RISKA programma. Achtergronddocument opgenomen in logboek LSO/L/327.



1. Doel van het model

Met SAFETI (Software for the Assessment of Flammable Explosive and Toxic Impact) kunnen de sterfterisico's (zowel individueel als groepsrisico) als gevolg van het vrijkomen van brandbare en toxische stoffen en van explosies in ongevalssituaties worden berekend. Bovendien kunnen de modellen voor het berekenen van tussenresultaten afzonderlijk worden gebruikt.

Als voorbeeld uit de vele mogelijkheden kan hier worden genoemd de afstandsafhankelijke stofconcentraties bij dispersie en drukniveaus bij explosies.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Het model wordt gebruikt voor het berekenen van externe veiligheidsrisico's van stationaire installaties (o.a. chemische industrieën en autotankstations) en van het vervoer van stoffen over de weg, rail en water en via pijpleidingen.

3. Principe van het model

De sterftekans wordt opgebouwd uit 1) de kans op een ongeval, 2) de kans dat personen aan de effecten van het ongeval worden blootgesteld (o.a. afhankelijk van de kans de meteorologische omstandigheden tijdens het ongeval en de grootte van de effectzone) en 3) de kans op overlijden op een gegeven plaats binnen de effectzone. Voor het bepalen van de kans op een ongeval wordt het model gevoed met de kenmerken van de aanwezige (proces)installaties. Daarbij behoren generieke faalfrequenties of worden deze apart gespecificeerd. Bij ongevallen met brandbare stoffen wordt de kans op ontsteking meegenomen. Bij de berekening van de effectzone wordt met de verschillende mogelijkheden van de van belang zijnde processen rekening gehouden. Voorbeelden hiervan zijn de grootte van de mogelijk optredende vuurbal, de impulsgedreven verdunning in de beginfase van de verspreiding, zware gasdispersie en

plasverdamping. De kans op overlijden als gevolg van blootstelling aan een toxische stof is afhankelijk van de concentratie en de blootstellingstijd en wordt door middel van een probit relatie beschreven..

4. Beschikbaarheid

Safeti is beschikbaar via DNV Technica Ltd, UK.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Onbekend.

6. Mate van validatie

De uitstroom- en verspreidingsmodellering is gevalideerd.

7. Defaultwaarden

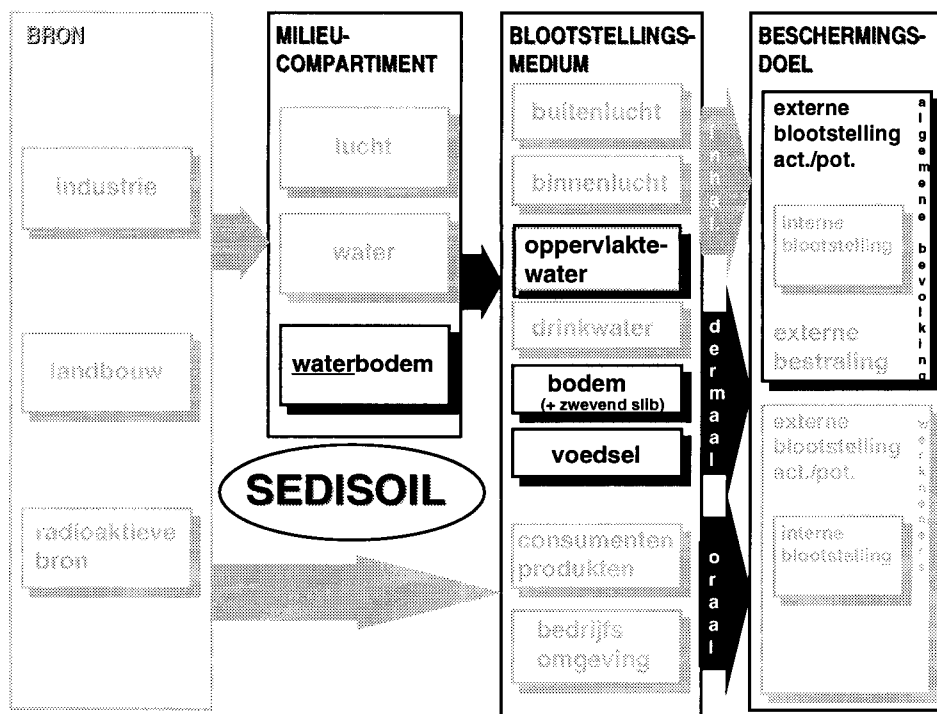
De database met chemische stofparameters bestaat uit defaultwaarden. Verder kunnen default kansverdelingen van de meteo voor verschillende meteostations in Nederland en de actuele bevolkingsverdeling in het getroffen gebied worden gekozen. Defaultwaarden voor ongevals-kansen worden in IPO-A73 gegeven.

8. Referenties

DNV Technica (1994) Safeti, Theory and User Manual. Version 3.3 (updates to SAFETI V3.2).

DNV Technica (1994) Safeti training course, 11-15 April 1994, RIVM.

IPO (1994) Handleiding voor het opstellen en beoordelen van een extern veiligheidsrapport (EVR). IPO-A73.



1. Doel van het model

Berekenen actuele blootstelling van de mens aan bodemcontaminanten ten gevolge van verontreinigde waterbodem. Gebruik van het model voor de berekening van actuele risico's (locatie-specifiek) vindt eventueel plaats in combinatie met metingen.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Met SEDISOIL wordt in het kader van de bepaling van de urgentie voor sanering van verontreinigde waterbodems de actuele blootstelling aan deze waterbodem geschat. Door deze blootstelling te vergelijken met het Maximale Toelaatbare Risico voor de betreffende contaminant (uitgedrukt in $\text{mg/kg}_{\text{bw}}/\text{day}$) kan worden nagegaan of er sprake is van een actueel risico voor de mens.

3. Principe van het model

SEDISOIL bestaat uit een verzameling formules. Met deze formules kan, uitgaande van een totaalgehalte in de waterbodem, per blootstellingsroute de opname van een contaminant in het menselijk lichaam berekend worden.

Gegevensbehoefte: De input van het model bestaat uit contaminant-specifieke fysisch-chemische parameters en een MTR. De basisset fysisch/chemische parameters bestaat uit molecuulgewicht, wateroplosbaarheid_{10-20 °C}, $\log K_{\text{ow}}$, bioconcentratiefactor vis-oppervlaktewater (metalen), K_d (metalen).

Bij de berekening van de blootstelling wordt onderscheid gemaakt tussen metalen, overige anorganische stoffen en organische verbindingen.

In het model zijn de volgende stappen te onderscheiden:

- berekening van verdeling over de fasen in de waterbodem (sediment, oppervlaktewater, zwevend slib)
- berekening concentraties in contactmedia (vis).
- blootstellingsberekening; te onderscheiden routes:
 - ingestie van sediment, oppervlaktewater en zwevend slib;
 - dermaal contact met sediment en oppervlaktewater;
 - consumptie van verontreinigde vis

Voor toepassing dient een blootstellingsscenario te worden gedefinieerd en de relevante parameters te worden geïdentificeerd. Hiertoe dienen een aantal locatie-, gedrags- en waterbodemspecifieke parameters te worden bepaald. Er zijn een aantal blootstellingsscenario gedefinieerd, gebaseerd op recreatie en/of visvangst. Gezien de onzekerheden bij locatie-specifieke toepassing dienen berekeningen te worden gecombineerd met metingen in tussenmedia (oppervlaktewater) en contactmedia (vis).

De totale opname is te bepalen door de blootstelling via de relevante routes te sommeren. Dit wordt apart gedaan voor kinderen (levert op "total-child", TCH) en volwassenen (TAD). De gemiddelde dagelijkse levenslange blootstelling wordt nu berekend met de formule:

$$\text{DOSIS}_{a,l} = (6 * \text{TCH} + 64 * \text{TAD}) / 70$$

De berekende dosis is de totale hoeveelheid die in het lichaam wordt opgenomen. Met gebruikmaking van de orale en dermale absorptiefactoren (default-waarden= 1) kan deze dosis gerelateerd worden aan de MTR (TDI of de dosis met kankerrisico 1 op 10⁴).

4. Beschikbaarheid

SEDISOIL is een LOTUS 123-spreadsheet. Het gebruik vereist een PC, met een DOS besturingssysteem.

SEDISOIL is beschreven in het RIVM-rapport van Bockting et al. (1996). Dit rapport geeft een compleet overzicht van het formularium van SEDISOIL en beschrijft mogelijke blootstellingsscenario's.

Ten behoeve van de bepaling van de saneringsurgentie van verontreinigde waterbodems werd SEDISOIL geïmplementeerd in het door het van Hall Instituut, in opdracht van VROM, ontwikkelde programma SUS (Sanerings Urgentie Systematiek).

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse is niet uitgevoerd.

6. Mate van validatie

Validatie van SEDISOIL heeft niet plaatsgevonden.

7. Default-waarden

Ten behoeve van locatie-specifieke toepassing van SEDISOIL zijn voor een aantal blootstellingsscenario aannamen voor input-data gedaan (voor o.a. waterbodemeigenschappen, grondingestie). In rapport 715810011 zijn default-waarden voor input-parameters gegeven, voor diverse blootstellingsscenario.

Een aantal default-waarden worden hier gegeven:

Bodemeigenschappen

volumefractie water: 0.4

volumefractie grond: 0.6

fractie organisch koolstof sediment: 0.058

fractie organisch koolstof zwevend slib: 0.116

pH:8

Ingestie

inname grond per gebeurtenis (kind): $1,0 \cdot 10^{-3}$ kg d.s./gebeurtenis

inname grond per gebeurtenis (volwassene): $3,5 \cdot 10^{-4}$ kg d.s./gebeurtenis

inname oppervlaktewater per gebeurtenis: $5,0 \cdot 10^{-2}$ l/gebeurtenis

zwevend slibgehalte oppervlaktewater: $3,0 \cdot 10^{-5}$ kg/l

Visconsumptie

gemiddelde Nederlandse consument (kind): $1,5 \cdot 10^{-5}$ kg/d

gemiddelde Nederlandse consument (volwassene): $5,5 \cdot 10^{-5}$ kg/d

bijdrage uit eigen vangst aan totaal visconsumptie: 10%

idem, sportvisser: 50%.

vetgehalte vis: 5%.

Humane karakteristieken

lichaamsgewicht volwassene: 70 kg

lichaamsgewicht kind: 15 kg

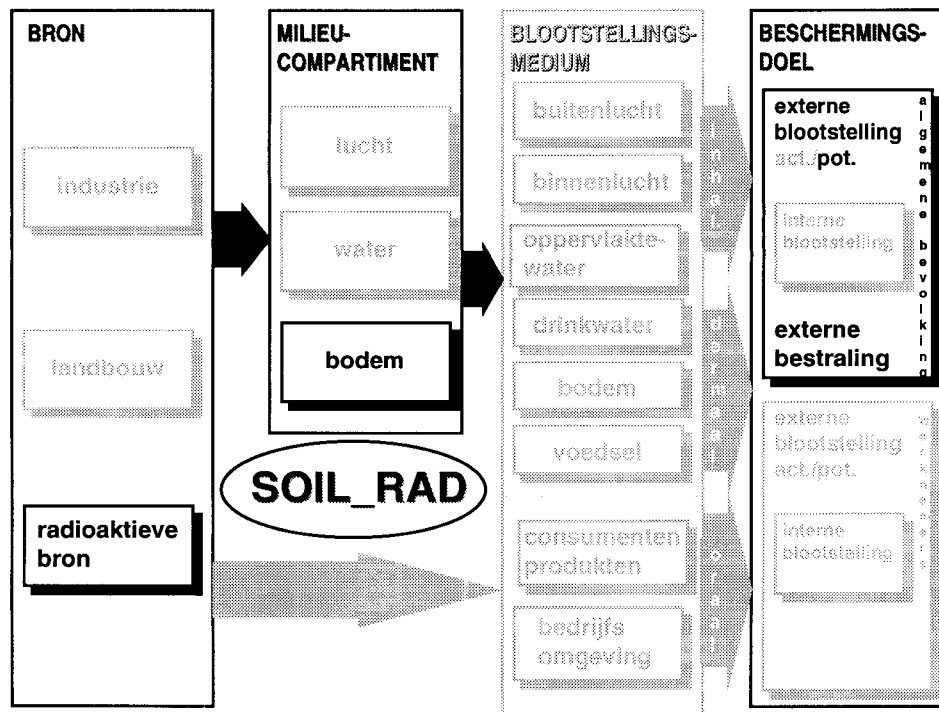
oppervlak lichaam kind: $0,95 \text{ m}^2$

oppervlak lichaam volwassene: $1,8 \text{ m}^2$

Verder worden de absorptiefactoren in het model default op 1 gesteld. Deze absorptiefactoren zijn ingebouwd in het model voor: ingestie grond en stof, dermaal contact grond en stof, inhalatie van binnenlucht & buitenlucht en voor omrekening van MTR naar interne dosis. Bij LBO vindt voor een aantal contaminanten onderzoek plaats naar de daadwerkelijke waarde voor deze absorptiefactor.

8. Referenties

Bockting, G.J.M., Koolenbrander, J.G.M. en Swartjes, F.A. (1996) SEDISOIL: Model ter berekening van humane blootstelling ten gevolge van verontreinigde waterbodem. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 715810011.



1. Doel van het model

Berekenen van een opgelopen stralingsdosis ten gevolge van externe bestraling vanuit of vanaf de bodem.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Het model wordt gebruikt voor vaststelling van effecten van bodem, bebouwing, neerslag e.d. op dosistempo gemeten met het stralingsmeetnet.

3. Principe van het model

Het model berekend uit een bepaalde op te geven verdeling van een radionuclide in de bodem de dosis op een in te stellen hoogte boven het oppervlakte. Daarbij wordt o.a. de afscherming t.g.v. de bodem en reductie van de dosis ten gevolge van de hoogte in de berekening meegenomen. Als invoer wordt het nuclide of een bepaalde fotonenergie gegeven plus diepte van de verspreiding en ruimtelijke uitgebreidheid en hoogte boven het oppervlak waarvoor de berekening volgt.

4. Beschikbaarheid

Het model is beschikbaar via RO Blaauboer, RIVM/LSO

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Is niet uitgevoerd. De parameters zijn namelijk vrij goed bekend. Het is dan ook meer een rekenprogramma dan een model. Wel is het effect van bijvoorbeeld ruimtelijke uitgebreidheid van een besmetting doorgerekend (zie Blaauboer, 1995).

6. Mate van validatie

Het model is gevalideerd.

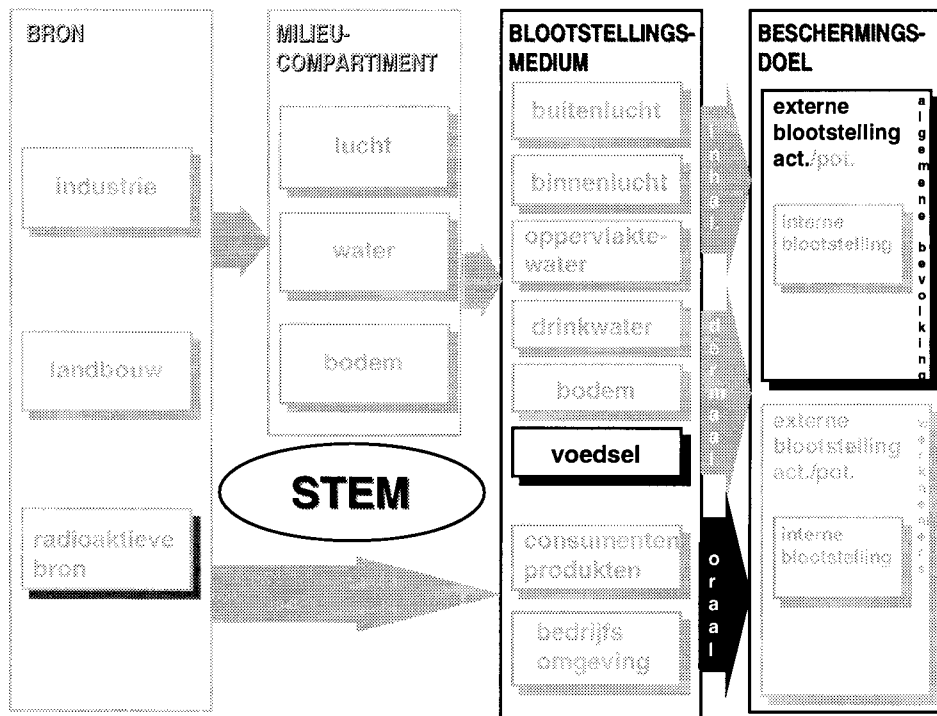
7. Defaultwaarden

Alle vrij instelbare parameters hebben bij opstarten een default waarde.

8. Referenties

Kocher, DC (1983) Dose-rate conversion factors for external exposure to photons and electrons. Health Phys. 45: 665-686.

Blaauboer, R.O. (1995) Soil_rad. A computer program to calculate air kerma, ambient dose rate and effective dose rate due to photons emitted by radionuclides distributed in soil or on the soil-air surface. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 610064001.



1. Doel van het model

STEM kan dienen als een algemeen raamwerk voor de blootstelling van de mens aan stoffen via voeding. Het is een statistisch blootstellingsmodel (STatistical Exposure Model) waarmee met behulp van gegevens uit voedselconsumptiepeilingen het percentage van de populatie geschat kan worden dat een bepaald inname criterium (bijvoorbeeld ADI, TDI) overschrijdt. STEM is daarom bedoeld ingepast te worden in een methodologie voor risicobeoordeling waarbij het percentage van de bevolking dat risico loopt zo goed mogelijk geschat wordt. De geschatte inname is extern, maar ook de variatie in interne doses kan worden geschat na koppeling van STEM aan een toxicokinetisch model. STEM kan ook worden aangewend om een cumulatieve blootstelling te bepalen voor accumulerende stoffen.

2. Waarvoor wordt (zal worden) het model gebruikt?

Beleidskader

Het model is toegepast voor de blootstellingsschatting van cadmium, de afleiding van de dioxine melk-norm en de blootstellingsschatting van nitraat. In de toekomst kan STEM voor elke aandachtstof in het kader van de Wet Milieugevaarlijke Stoffen worden toegepast. De algemene resultaten zijn bruikbaar voor bijvoorbeeld USES.

Functie

STEM kan worden toegepast in de beoordeling van de risico's van stoffen met lange- en/of korte-termijneffecten in de voeding voor de mens.

Status

Het model is toegepast voor de blootstellingsschatting van cadmium, de afleiding van de dioxine melk-norm en de blootstellingsschatting van nitraat.

3. Principe van het model

Gegevensbehoefte:

De resultaten van een voedselconsumptiepeiling en lichaamsgewicht als functie van leeftijd zijn in het geïmplementeerde model opgenomen. Nodig zijn concentraties van een bepaalde stof in diverse voedingsmiddelen.

Tijdschaal

STEM kan toegepast worden voor de bepaling van de inname per dag over het hele leven (0-70 jaar).

Beschermingsdoel

Een gegeven percentage (bijv. 95%) van de algemene bevolking en subpopulaties daarin.

4. Beschikbaarheid

STEM is beschreven in een RIVM-rapport en een publicatie. Er is een testversie van een computerprogramma, FRIDGE geheten, beschikbaar op SUN.

5. Mate van Gevoeligheds- en onzekerheidsanalyse

Onzekerheden en variaties in gemeten concentraties in voedingsmiddelen worden nog niet meegenomen. Variatie in voedingsgewoonten is een essentieel onderdeel van het model.

6. Mate van validatie

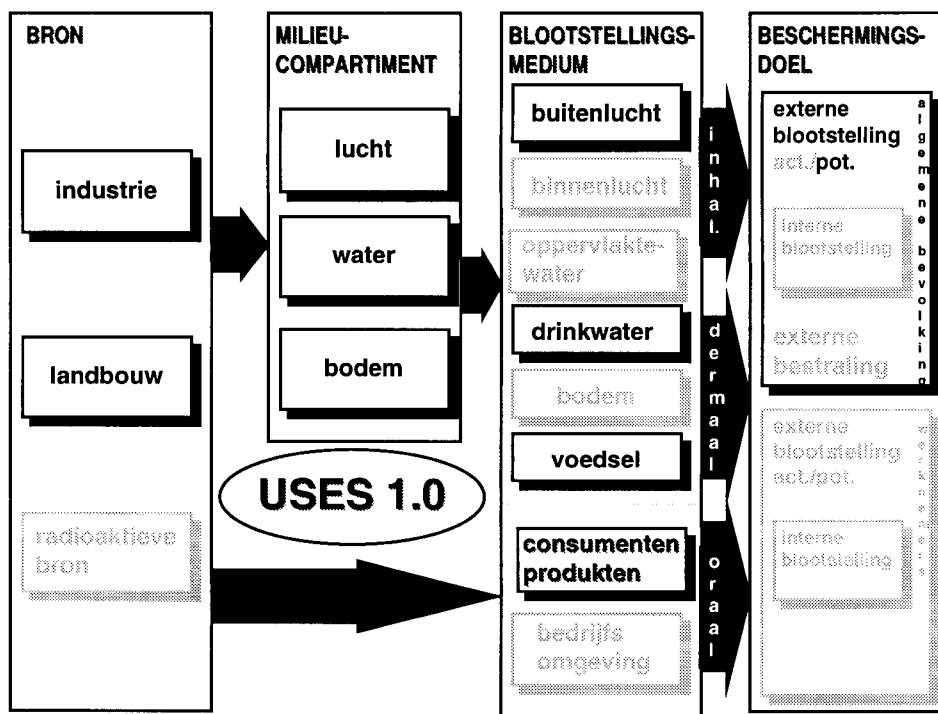
STEM is toegepast in de risicobeoordeling voor dioxine, cadmium en nitraat voor de Nederlandse bevolking. Aannames in de methode konden met werkelijke consumptiegegevens worden gevalideerd. Enkele aannames bleken ongeldig, maar van geringe invloed op het eindresultaat. De resultaten van het model kunnen gevalideerd worden met duplicaatmonsters. Dit werd min of meer gedaan voor dioxinen (Liem et al., 1996).

7. Default-waarden van parameters

Geen.

8. Referenties

- Liem, A.K.D., Theelen, R.M.C. en Hoogerbrugge, R. (1996) Dioxinen en PCB's in voeding. Resultaten van aanvullend onderzoek. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 639102005.
- Slob, W. Modelling human exposure to chemicals in food. Bilthoven, RIVM, rapport nr. 639102002.
- Slob, W. Modelling long-term exposure of the whole population to chemicals in food. Risk Analysis 13: 525-530.



1. Doel van het model

Methode voor de kwantitatieve beoordeling van de risico's van nieuwe en bestaande stoffen en landbouw- en niet-landbouwbestrijdingsmiddelen voor mens en milieu. Deze beoordeling vindt plaats door een vergelijking tussen een geschatte blootstelling en een geschat geen-effect of effect-niveau voor verschillende beschermingsdoelen. Deze PEC/NEC-waarden (Predicted Environmental Concentrations/No-Effect Concentrations) of MOS (Margins of Safety) kunnen worden gebruikt als onderbouwing voor beleidskeuzes.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Beleidskader

Risicobeoordeling van nieuwe stoffen in het kader van de Wet Milieugevaarlijke Stoffen (WMS) en EU-Richtlijnen 92/32/EEC en 93/67/EEC (+ Technical Guidance Documents).

Risicobeoordeling van bestaande stoffen in het kader van de WMS en EU-Verordeningen (EC) 793/93 en (EC) 1488/94 (+ Technical Guidance Documents). Wordt tevens onofficieel toegepast in OESO- en andere kaders.

Risicobeoordeling voor landbouwbestrijdingsmiddelen in het kader van de Bestrijdingsmiddelenwet (+ Beslisbomen) en EU Richtlijn 91/414/EEC (+ Uniform Principles).

Risicobeoordeling voor niet-landbouwbestrijdingsmiddelen in het kader van de Bestrijdingsmiddelenwet en een EU Richtlijn in wording.

Functie

Aanleveren van een wetenschappelijke beoordeling die kan worden meegenomen in de besluitvorming ten aanzien van beleidsbeslissingen voor genoemde groepen van stoffen.

Status

Reeds als zodanig enige jaren in functie in de beoordeling van nieuwe en bestaande stoffen en bestrijdingsmiddelen. Beleidscriteria zijn ontwikkeld met de resultaten van USES als uitgangspunt. Deze beleidscriteria fungeren op EU-niveau voor nieuwe en bestaande stoffen en vooralsnog op nationaal niveau voor bestrijdingsmiddelen.

3. Principe van het model

Gegevensbehoefte

Voor een zinvolle beoordeling van de risico's voor mens (de consument en de mens blootgesteld via het milieu) en milieu (RWZI-micro-organismen, predatoren, aquatische organismen, terrestrische organismen) van nieuwe en bestaande stoffen zijn minimaal de volgende gegevens uit de EC-basisset nodig: het molecuulgewicht, de octanol-water partitiecoëfficiënt, de wateroplosbaarheid, de dampspanning, de EC Hoofd-, Industrie- en Gebruikscategorie, tonnage, het resultaat van een Ready Biodegradability test, een L(E)C50 voor een aquatisch organisme, een IC50 of NOEC voor RWZI-micro-organismen, een 28-dagen NOAEL of NOEC voor proefdieren. Voor de blootstellingsschatting voor de consument kan een LD50 of LC50 nodig zijn als ook de gewichtsfractie van een stof in een product en de dichtheid van het product.

USES kan een aantal parameters schatten, bijvoorbeeld een aantal partitiecoëfficiënten uit fysische parameters, bioconcentratiefactoren voor lipofiele stoffen uit de octanol-water partitiecoëfficiënt en afbraaksnelheden uit resultaten van laboratoriumtoetsen.

De volgende stappen zijn te onderscheiden:

- Emissieschatting: emissiefactoren voor lucht, water en bodem.
- Distributieschatting: concentraties in bodem, water en lucht.
- Schatting van de blootstelling voor de mens en voor predatoren:
 - Mens, blootgesteld via het milieu: inname via gewassen, drinkwater, vlees, vis en buitenlucht;
 - Consument: orale, inhalatoire en/of dermale opname;
 - Predatoren: orale inname van vogels/zoogdieren via vis en via wormen.
- Effectbeoordeling: schatting van geen-effectniveaus voor milieuorganismen, route-to-route-extrapolaties voor de mens.
- Risicokarakterisering: vergelijking blootstelling met resultaten van de Effectbeoordeling.

USES 1.0 is een generieke beoordeling op basis van standaardscenario's op een lokale schaal en, behalve voor bestrijdingsmiddelen, ook op een regionale (200 x 200 km²) schaal. De scenario's kunnen enigszins worden aangepast door aanpassing van geselecteerde defaultwaarden. Afhankelijk van het doelorganisme en de stofcategorie is de tijdschaal een acute of een meer chronische. Wat betreft de blootstellingsschatting voor de mens: deze kan uitgevoerd worden voor nieuwe en bestaande stoffen en wel op beide tijdsschalen voor de consument en op de meer chronische tijdsschaal voor de mens blootgesteld via het milieu.

De blootstellingsschatting richt zich op een realistische worst case, d.w.z. op de hoge kant van de distributiecure voor blootstelling.

4. Beschikbaarheid

USES 1.0 is beschikbaar als een PC-programma (C++) samen met een achtergrondrapport, waarin overvloedig wordt verwezen naar alle voorgaande deelonderzoeken, en een handleiding. De distributie is in handen van het ministerie van VROM. Het programma kost 150 gulden. Er wordt geen stoffendatabase meegeleverd. De gebruiker kan evenwel zijn eigen database opbouwen met behulp van het programma.

Een tweede versie van USES zal in 1996-7 in twee gedaanten verschijnen. USES 2.0-EU betreft de beoordeling van nieuwe en bestaande stoffen zoals in USES 1.0, maar nu volledig aangepast aan de geharmoniseerde technische richtlijnen van de Europese Commissie (Technical Guidance Documents ter ondersteuning van Commissie Richtlijn 93/67/EEG over de risicobeoordeling van nieuwe stoffen en Commissie Verordening (EC) Nr. 1488/94 over de risicobeoordeling van bestaande stoffen). Dit model zal EUSES EU (European Union System for the Evaluation of Substances) genoemd gaan worden (EC, 1996a en b) en zal in beheer komen van het European Chemicals Bureau van de Europese Commissie (DGXI) te Ispra, Italië. USES 2.0-NL (RIVM, 1997) bevat zowel EUSES als het beoordelingssysteem voor bestrijdingsmiddelen aangepast aan de geharmoniseerde richtlijnen van de Europese Commissie (Uniforme Principes voor het evalueren en toelaten van gewasbeschermingsmiddelen, bijlage VI bij Commissie Richtlijn 91/414/EEG) en uitgebreid met een aantal nieuwe scenario's.

5. Mate van Gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Een beperkte onzekerheidsanalyse kan worden uitgevoerd voor aquatische organismen. Er is een voorstudie verricht naar een methode voor het hele model. Deze zal verder worden uitgewerkt voor USES 2.0 in het kader van MAP-Milieu 1997.

6. Mate van validatie

In 1991 is een beperkte numerieke validatiestudie uitgevoerd met de blootstellingsschatting van een eerdere versie van USES 1.0. Voorts is in 1995 een studie naar de haalbaarheid van validatie uitgevoerd. Geconcludeerd werd dat voor vele modules van USES 1.0 numerieke validatie heeft plaatsgevonden of is geïnitieerd, maar dat een systematische operationele (d.w.z. is het model geschikt voor het beoogde doel?) en conceptuele (d.w.z. zijn aannamen en theorieën plausibel?) validatie nog moet plaatsvinden.

7. Default-waarden van parameters

De hieronder genoemde waarden zijn ontleend aan USES 2.0, aangezien hierin alle op EU niveau geharmoniseerde parameterwaarden m.b.t. nieuwe en bestaande stoffen voorkomen.

Deze waarden worden ook gebruikt voor de beoordeling van bestrijdingsmiddelen in USES 2.0-NL. Milieuparameters worden hier niet in beschouwing genomen.

Humane karakteristieken

Lichaamsgewicht: 70 kg

Ademhalingssnelheid: $20 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$

Absorptiefactoren:

oraal: 1

inhalatoir: 0.75

dermaal: 1

Respirabele fractie: 1

Huidoppervlakken:

hoofd (gezicht): 1180 cm^2

romp: 5690 cm^2

ledematen boven: 3190 cm^2

armen: 2280 cm^2

bovenarmen: 1430 cm^2

onderarmen: 1140 cm^2

handen (beide kanten): 840 cm^2

ledematen onder: 6360 cm^2

benen: 5060 cm^2

dijen: 1980 cm^2

onderbenen: 2070 cm^2

voeten: 1120 cm^2

totaal: 19400 cm^2

Dagelijkse innamen

grond: $0 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$

drinkwater: $2 \text{ dm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$

vis: $0.115 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$

bladgewassen: $1.20 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$

wortelgewassen: $0.384 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$

vlees: $0.301 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$

zuivelproducten: $0.561 \text{ kg} \cdot \text{d}^{-1}$

Dikte van een laagje consumentenproduct op de huid: 0.01 m

Omrekeningsfactoren NOAEL naar NOEC

hond: 40

aap: 20

muis: 8.3

konijn: 33.3

rat (<6wk): 10

rat (>6wk): 20

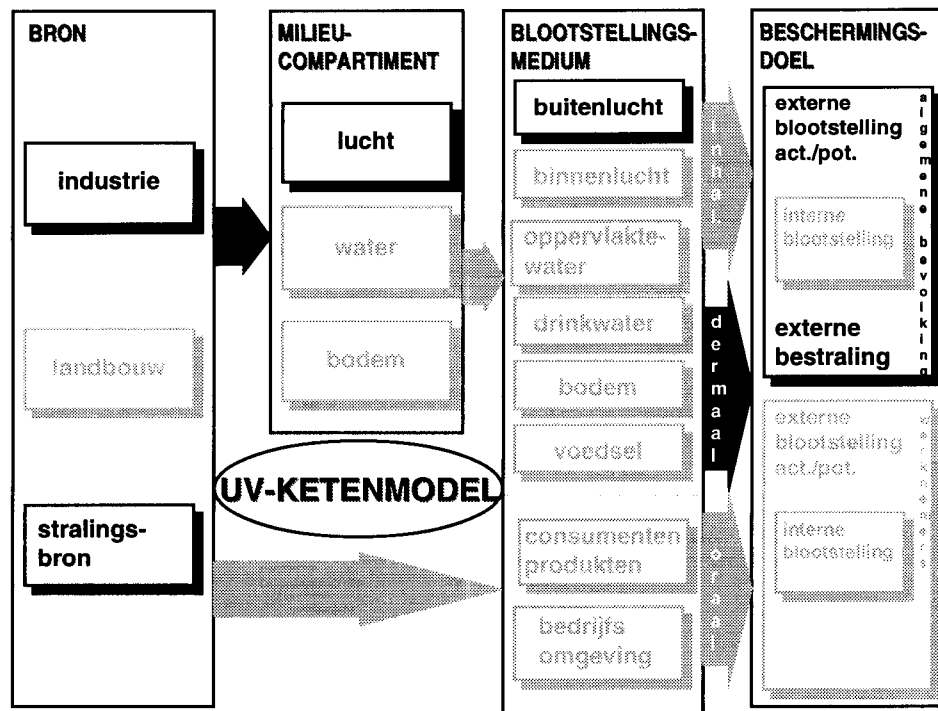
8. Referenties

RIVM, VROM, WVC (1994) Uniform System for the Evaluation of Substances (USES), version 1.0. National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment (VROM), Ministry of Welfare, Health and Cultural Affairs (WVC). The Hague, VROM, Distribution No.11144/150.

EC (1996a) Technical Guidance Documents in support of Directive 93/67/EEC on risk assessment of new notified substances and Regulation (EC) 1488/94 on risk assessment of existing substances, Parts I, II, III, IV. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Community L-2965, EC catalogue numbers CR-48-96-001,002,003,004-EN-C.

EC (1996b) EUSES, the European System for the Evaluation of Substances. Bilthoven, The Netherlands, National Institute of Public Health and the Environment (RIVM). Beschikbaar via het European Chemicals Bureau, Ispra, Italië.

RIVM (1997) USES 2.0, the Uniform System for the Evaluation of Substances. Bilthoven, RIVM, draft report.



1. Doel van het model

Risicoberekeningen voor de risico's van UV in relatie tot veranderingen in de ozonlaag, leeftijdsopbouw en gedrag.

2. Waarvoor wordt het model gebruikt?

Bron-effect model voor de effecten van ozonafname. Er kunnen prognoses gemaakt worden voor de evaluatie van huidkankerincidenties voor verschillende politieke scenario's met betrekking tot de emissies van ozon afbrekende stoffen. Gebruikt ten behoeve van MB/MV en VTV; publikaties.

3. Principe van het model

Het model heeft als input CFC productie en emissie. De relaties tussen emissies en ozonafbraak. Verder bevat het model een blootstellings-effect model voor verschillende vormen van huidkanker met als input de UV doordringing vanuit de atmosfeer. Huidige versie voor twee breedtegraden gebruikt.

4. Beschikbaarheid

H. Slaper, RIVM/LSO. Slechts gedeeltelijk operationeel.

5. Mate van gevoeligheids- en onzekerheidsanalyse

Onzekerheidsanalyse uitgevoerd.

6. Mate van validatie

Op onderdelen gevalideerd; uitgebreid getest.

7. Defaultwaarden

Aanwezig voor UV-belasting in relatie tot ozonafbraak; leeftijdsopbouw populatie (1990 NL; 1980 VS).

8. Referenties

Slaper, H., Velders, G.J.M., Daniel, J.S., de Gruijl, F.R. en van der Leun, J.C. (1996) Estimates of ozone depletion and skin cancer incidence to examine the Vienna Convention Achievements; NATURE, 384, 256-258.

Slaper, H., den Elzen, M.G.J., van der Woerd, H.J. en de Greef, J. (1992) Ozone depletion and skin cancer incidence: an integrated modelling approach. RIVM report no. 749202001.