

Analyse, inform and activate

LAKA

Analyseren, informeren, en activeren

Stichting Laka: Documentatie- en onderzoekscentrum kernenergie

De Laka-bibliotheek

Dit is een pdf van één van de publicaties in de bibliotheek van Stichting Laka, het in Amsterdam gevestigde documentatie- en onderzoekscentrum kernenergie.

Laka heeft een bibliotheek met ongeveer 8000 boeken (waarvan een gedeelte dus ook als pdf), duizenden kranten- en tijdschriften-artikelen, honderden tijdschriftentitels, posters, video's en ander beeldmateriaal. Laka digitaliseert (oude) tijdschriften en boeken uit de internationale antikernenergie-beweging.

De [catalogus](#) van de Laka-bibliotheek staat op onze site. De collectie bevat een grote verzameling gedigitaliseerde [tijdschriften](#) uit de Nederlandse antikernenergie-beweging en een verzameling [video's](#).

Laka speelt met oa. haar informatie-voorziening een belangrijke rol in de Nederlandse anti-kernenergiebeweging.

The Laka-library

This is a PDF from one of the publications from the library of the Laka Foundation; the Amsterdam-based documentation and research centre on nuclear energy.

The Laka library consists of about 8,000 books (of which a part is available as PDF), thousands of newspaper clippings, hundreds of magazines, posters, video's and other material. Laka digitizes books and magazines from the international movement against nuclear power.

The [catalogue](#) of the Laka-library can be found at our website. The collection also contains a large number of digitized [magazines](#) from the Dutch anti-nuclear power movement and a [video-section](#).

Laka plays with, amongst others things, its information services, an important role in the Dutch anti-nuclear movement.

Appreciate our work? Feel free to make a small [donation](#). Thank you.



www.laka.org | info@laka.org | Ketelhuisplein 43, 1054 RD Amsterdam | 020-6168294

Gezondheidsrisico's van blootstelling aan verarmd uranium

Een overzicht

Aan de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

Onderwerp : Aanbieding advies
Uw kenmerk :
Ons kenmerk : U 1027/WP/MK/678
Bijlagen :
Datum : 16 mei 2001

Meneer de minister,

Hierbij bied ik u het advies 'Gezondheidsrisico's van blootstelling aan verarmd uranium' aan. Het is opgesteld door een daartoe door mij geformeerde commissie van de Gezondheidsraad. De commissie heeft zich mede laten leiden door oordelen die zij heeft ingewonnen bij de Beraadsgroep Gezondheid en Omgeving en de Beraadsgroep Stralingshygiëne. Ik heb dit advies vandaag ook aangeboden aan de Minister van Defensie en de Minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport.

Tijdens de afrondingsfase van het advies zijn door de Wereldgezondheidsorganisatie, zowel door de mondiale organisatie als door de Europese afdeling, en door het United Nations Environmental Programme, nieuwe rapportages over 'verarmd uranium' gepubliceerd. De commissie heeft die niet meer bij haar advies kunnen betrekken, maar een eerste bestudering wijst niet op strijdigheid met de bevindingen van de commissie

Hoogachtend,

w.g.

Prof. dr JA Knottnerus

Gezondheidsrisico's van blootstelling aan verarmd uranium

Een overzicht

Advies van een commissie van de Gezondheidsraad

aan:

de Minister van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer

de Minister van Defensie

de Minister van Volksgezondheid, Welzijn en Sport

Nr 2001/13, Den Haag, 16 mei 2001.

De Gezondheidsraad, ingesteld in 1902, is een adviesorgaan met als taak de regering en het parlement "voor te lichten over de stand der wetenschap ten aanzien van vraagstukken op het gebied van de volksgezondheid" (art. 21 Gezondheidswet).

De Gezondheidsraad ontvangt de meeste adviesvragen van de bewindslieden van Volksgezondheid, Welzijn & Sport, Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening & Milieubeheer, Sociale Zaken & Werkgelegenheid, en Landbouw, Natuurbeheer & Visserij. De Raad kan ook eigener beweging adviezen uitbrengen. Het gaat dan als regel om het signaleren van ontwikkelingen of trends die van belang kunnen zijn voor het overheidsbeleid.

De adviezen van de Gezondheidsraad zijn openbaar en worden in bijna alle gevallen opgesteld door multidisciplinair samengestelde commissies van—op persoonlijke titel benoemde—Nederlandse en soms buitenlandse deskundigen.

Dit advies kan als volgt worden aangehaald:

Gezondheidsraad: Gezondheidsrisico's van blootstelling aan verarmd uranium. Den Haag: Gezondheidsraad, 2001; publicatie nr 2001/13.

Preferred citation:

Health Council of the Netherlands: Health risks of exposure to depleted uranium The Hague: Health Council of the Netherlands, 2001; publication no. 2001/13.

Gecorrigeerde versie, 5 februari 2002

auteursrecht voorbehouden

all rights reserved

ISBN: 90-5549-376-7

Inhoud

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen 11

Executive summary 17

1 Inleiding 23

1.1 Achtergrond 23

1.2 Vraagstelling, commissie en aanpak 24

1.3 Opzet van het advies 25

2 Eigenschappen en toepassingen van uranium 27

2.1 Inleiding 27

2.2 Fysische en chemische eigenschappen 28

2.3 Radiologische eigenschappen 30

2.4 Analyse van uranium 32

2.5 Militaire toepassingen 33

2.6 Andere toepassingen 33

3 Uranium zoals het van nature voorkomt 35

3.1 Bodem 35

3.2 Lucht 36

3.3	Water	37
3.4	Voedsel	38
3.5	Menselijk weefsel	38
3.6	Menselijke excreta	40
3.7	Overzicht Nederlandse situatie	40
3.8	Overzicht uraniuminneming wereldwijd	41
4	Blootstelling aan verarmd uranium	43
4.1	Vormen van blootstelling aan DU (inclusief ‘militair’)	44
4.2	Beroepsmatige blootstelling aan DU	46
4.3	Blootstelling in Kosovo	46
5	Opname, verdeling en uitscheiding	49
5.1	Inhalatie	50
5.2	Ingestie	51
5.3	Verdeling	52
5.4	Uitscheiding	55
6	Gezondheidseffecten van verarmd uranium	57
6.1	Kanker	58
6.2	Nieraandoeningen	61
6.3	Leveraandoeningen	62
6.4	Effecten op de voortplanting	63
6.5	Andere gezondheidseffecten	63
6.6	Wondcontaminatie en in het lichaam ingekapselde DU-scherven	64
7	Blootstellingslimieten	67
7.1	Limietwaarde voor de stralingsdosis	68
7.2	Limietwaarden gebaseerd op de chemische toxiciteit van uranium	69
7.3	Vergelijking radiologische en chemische limietwaarden	70
8	Conclusies en aanbevelingen	73
8.1	Gezondheidsrisico's	73
8.2	Voorzorgsmaatregelen	76
	Literatuur	79

Afkortingen en begrippen 85

Bijlagen 87

A De commissie 89

B Vervalschema uranium-238 en uranium-235 91

C Blootstellingsscenario's en bijbehorende stralingsdoses 93

D Dosisconversiecoëfficiënten voor DU 95

Samenvatting, conclusies en aanbevelingen

Het gebruik van munitie met verarmd uranium (*depleted uranium*, DU) in Kosovo en elders op de Balkan heeft in Europa de nodige beroering veroorzaakt. In Nederland ontstond al eerder onrust over het vrijkomen van dit materiaal na het neerstorten van het El Al-vliegtuig in de Bijlmermeer in 1992. Tegen deze achtergrond besloot de Voorzitter van de Gezondheidsraad een commissie in te stellen met als opdracht het vervaardigen van een overzicht van de gezondheidsrisico's van blootstelling aan DU en van de voorzorgsmaatregelen voor personen die zich bevinden in gebieden waar DU in het milieu is vrijgekomen. Het voorliggend advies biedt dit overzicht.

Uranium en verarmd uranium

Uranium (U) is in zijn zuivere vorm een zwaar, zilverkleurig, radioactief metaal. Het is in de natuur alomtegenwoordig in zijn natuurlijke isotopensamenstelling tezamen met zijn radioactieve vervalproducten. Bij winning van uranium uit erts worden deze vervalproducten verwijderd. Natuurlijk uranium bestaat voornamelijk uit het isotoop U-238 en in geringe mate uit de isotopen U-234 en U-235.

Verarmd uranium (DU) ontstaat uit natuurlijk uranium als bijproduct bij het verrijken van uranium ten behoeve van gebruik in kerncentrales. DU wordt gekarakteriseerd door een verlaagd percentage van de isotoop U-235 van ongeveer 0,2%. De radioactiviteit per gewichtseenheid (activiteitsconcentratie) van DU is lager

dan die van natuurlijk uranium (respectievelijk 14,8 en 25,4 kilobecquerel per gram). Chemisch (en daarmee ook toxicologisch) gedraagt DU zich gelijk aan uranium met een natuurlijke isotopensamenstelling.

In resten DU afkomstig uit Kosovo is ook een geringe hoeveelheid U-236 (0,0028%) aangetroffen. De bijdrage van deze isotoop aan de totale activiteitsconcentratie is zo klein dat de radiologische eigenschappen van DU daardoor niet beïnvloed worden. Uit informatie over de mogelijke aanwezigheid in dit DU van transuranen (waaronder plutonium) en splijtingsproducten valt af te leiden dat deze verontreinigingen de schatting van het risico van blootstelling aan DU niet wezenlijk beïnvloeden.

Uranium in het leefmilieu

Uranium komt van nature voor in het milieu en daarom ook in het menselijk lichaam. In Nederland varieert de concentratie van uranium in de bodem tussen 0,4 en 8 milligram per kg droge aarde. Inneming van uranium door de mens geschiedt voornamelijk via het voedsel. Het grootste deel van het ingeslikte uranium verdwijnt via de urine en, voornamelijk, de feces weer uit het lichaam, maar een deel wordt opgeslagen in lichaamsweefsels, vooral in het bot.

DU komt in het leefmilieu door bijzondere voorvallen, zoals een brand van objecten die DU bevatten (voorbeeld: Bijlmerramp) en militair gebruik van DU (voorbeeld: Golfoorlog). Daardoor kunnen in de desbetreffende gebieden brokstukken DU liggen en kan uraniumstof, meestal in de slecht oplosbare oxidevorm, zich in de omgeving van het voorval hebben verspreid. Dat kan weer leiden tot blootstelling van de bevolking, in het bijzonder door het nuttigen van voedsel dat op de besmette grond is geteeld en door het inademen van opgedwaarde stof met DU. Hulpverleners en militairen die deze gebieden betreden zullen vooral te maken krijgen met blootstelling door het inademen van stof en met de straling van brokstukken DU.

Bij andere toepassingen van DU zal slechts sprake zijn van blootstelling in het kader van de beroepsuitoefening. In het advies worden deze situaties niet nader in ogenschouw genomen. Blootstelling van soldaten tijdens oorlogsoperaties blijft geheel buiten beschouwing. De genoemde blootstelling aan DU komt bovenop de blootstelling aan natuurlijk uranium in het leefmilieu.

Uranium in het lichaam

Opname, verdeling en uitscheiding in het menselijk lichaam zijn sterk afhankelijk van de chemische vorm waarin het uranium zich bevindt en van de wijze waarop het wordt

ingenomen. Zo worden moeilijk oplosbare verbindingen als uraniumdioxide slechts langzaam uit de longen geëlimineerd en zullen daarom slechts in geringe mate andere organen belasten. Ingestie van moeilijk oplosbare verbindingen geeft vrijwel geen belasting van het lichaam, omdat ze nauwelijks worden opgenomen door de darmwand, maar voor het overgrote deel worden uitgescheiden met de feces. Oplosbare verbindingen, daarentegen, kunnen via de longen of de darmwand wel voor een deel in de bloedsomloop komen en vervolgens worden opgeslagen in organen, in het bijzonder in het bot. Het overgrote deel wordt echter betrekkelijk snel uitgescheiden met de urine.

In organen zijn karakteristieke concentraties van 1 tot 3 microgram uranium per kg nat weefsel vastgesteld. Karakteristieke waarden voor de excretie zijn 0,05 tot 0,5 microgram per dag in urine en rond 1,5 microgram per dag in feces.

Gezondheidseffecten

Bij het beoordelen van de gezondheidseffecten van blootstelling aan natuurlijk uranium en DU speelt zowel de radioactiviteit van het materiaal als zijn chemisch-toxische werking een rol. Op grond van de kennis over de radiologische eigenschappen van uranium kan worden gesteld dat bij inademing van moeilijk oplosbare uraniumverbindingen vooral met de stralingsbelasting van de longen rekening moet worden gehouden. Voor oplosbare verbindingen is in de eerste plaats de chemisch-toxische werking in de nieren van belang. De toxische effecten vertonen een zekere overeenkomst met die van andere zware metalen.

Sedert het midden van de twintigste eeuw is veel met uranium gewerkt. Onderzoek onder grote groepen werknemers in de uraniumindustrie heeft waardevolle gegevens opgeleverd over de risico's van blootstelling aan uranium, maar het vertoont ook, veelal onvermijdelijke, tekortkomingen. Het gaat dan om gebrekkige informatie over de daadwerkelijke blootstelling van de werknemers, gebrekkige of ontbrekende informatie over blootstelling aan andere mogelijk schadelijke agentia en onvoldoende gegevens over versturende variabelen, zoals rookgewoonten.

Het epidemiologisch onderzoek heeft geen duidelijke aanwijzingen opgeleverd blijkens welke blootstelling aan uranium leidt tot aantasting van de gezondheid. De extra gevallen van longkanker onder uraniummijnwerkers zijn volgens de literatuur te wijten aan het inademen van de radioactieve vervalproducten van radon dat in verhoogde concentraties in de mijnomgeving voorkomt. Militairen die hebben deelgenomen aan de Golfoorlog, vertonen meer gezondheidsklachten dan anderen. Het uitgebreide onderzoek onder deze ex-militairen heeft geen aanwijzing opgeleverd dat blootstelling aan DU mede oorzaak is van de klachten.

De commissie verwacht dat blootstelling aan DU in de eerder beschreven situaties, mede gegeven de mogelijk omvang van de blootstelling, dan ook niet zal leiden tot een aantoonbaar verhoogd risico van ziekten en aandoeningen onder de blootgestelden ten gevolge van een radiologische of chemisch-toxische werking van de stof.

Kanker

Aangezien DU ioniserende straling in de vorm van alfadeeltjes uitzendt, moet, bij inwendige besmetting met DU, in principe met de inductie van kanker worden rekening gehouden. In geval van het inademen van moeilijk oplosbare DU-verbindingen gaat de aandacht dan vooral uit naar de longen.

In de beschouwde situaties is de door incidentele blootstelling aan DU veroorzaakte stralingsdosis, in de meest denkbare gevallen, gering ten opzichte van de over het leven ontvangen stralingsdosis van natuurlijk uranium. Aangezien bij de gangbare niveaus van blootstelling aan natuurlijk uranium een bijdrage aan het optreden van kanker onder de bevolking niet is aan te tonen, geldt dat evenzeer voor de blootstelling aan DU in de beschouwde situaties. Deze algemene conclusie geldt ook voor het optreden van longkanker en voor het optreden van leukemie na het inademen van stof met slecht oplosbare uraniumverbindingen. De stralingsdosis van moeilijk oplosbare DU-verbindingen en daarmee de theoretische kans op kanker in het beenmerg is drie orden van grootte kleiner dan die in de longen.

Nierschade

Het risico van blootstelling aan DU is voor oplosbare verbindingen vooral van chemisch-toxische aard. Bij toenemende inname treden in de nieren het eerst afwijkingen op. Zo zullen bij inname van uranium in milligramhoeveelheden over korte periodes veranderingen in de nieren optreden die kunnen leiden tot acute, meestal herstelbare nierfunctiestoornissen. Daarentegen is onder chronisch aan natuurlijk uranium blootgestelde bevolkingsgroepen—in het algemeen in totaal minder dan 1 milligram per jaar—geen dosisafhankelijke frequentie van chronische nieraandoeningen waargenomen. Ook heeft onderzoek onder werknemers in de uraniumindustrie en onder (ex-)militairen, inclusief de groep met DU-scherven in het lichaam tot nu toe geen aanwijzingen voor door uranium veroorzaakte nierfunctiestoornissen opgeleverd. De huidige wetenschappelijke gegevens wijzen daarom in de richting van een afwezigheid van onherstelbare nierschade door inneming van DU in de beschouwde blootstellingsscenario's.

Voorzorg

DU valt net als verscheidene andere zware metalen in de categorie gevaarlijke stoffen. Uit het voorafgaande bleek wel dat de risico's van blootstelling aan DU in de hier beschouwde blootstellingsituaties zeer beperkt zijn. Zowel in de arbeidshygiëne als in de milieuhygiëne kiest men als uitgangspunt dat onnodige blootstelling aan een gevaarlijke stof vermeden moet worden. Onvermijdelijke blootstelling moet zo laag als redelijkerwijs mogelijk is worden gehouden —het zogeheten ALARA-beginsel. 'Redelijkerwijs' houdt in dat de inspanningen in overeenstemming moeten staan tot de te bereiken risicovermindering, wat weer kan worden vertaald in de te bereiken blootstellingsvermindering.

Bij mogelijke blootstelling aan DU in besmette gebieden (bijvoorbeeld in de omgeving van een brand waarbij DU is vrijgekomen of in een gebied waar oorlogshandelingen met DU-munitie hebben plaatsgevonden) acht de commissie de in de stralingshygiënische regelgeving neergelegde beschermingsstrategie adequaat, niet alleen voor inperking van radiologische, maar ook van chemisch-toxische risico's. Dat betekent dat als eerste aard en omvang van de besmetting moet worden vastgesteld: Is er wel sprake van een besmetting? Daarna komen vragen aan de orde als: Zo ja, hoe omvangrijk is die en welke verbindingen spelen een rol? Bevinden zich in het gebied brokstukken DU? Bestaat de mogelijkheid van opwarrelen en vervolgens inademen van de DU-verbindingen? Enzovoorts. Op grond van het antwoord op deze vragen kan worden vastgesteld of er beperkingen moeten worden opgelegd aan de toegang tot en het gebruik van het besmette gebied, en of personen die het gebied beroepshalve (bijvoorbeeld als hulpverlener) moeten betreden, als radiologisch werker beschouwd dienen te worden. Vermoedelijk zal dat slechts in uitzonderingsgevallen nodig zijn.

De antwoorden op de vragen hierboven zijn niet alleen van belang van deskundigen en bestuurders maar evenzeer voor de bevolking in de omgeving van de plaats waar DU is vrijgekomen en voor de personen die daar beroepshalve moeten vertoeven. Open communicatie kan onnodige onrust voorkomen. De commissie verwijst daarbij naar een recent andere advies van de Gezondheidsraad over 'ongerustheid over lokale milieufactoren'.

Executive summary

Health Council of the Netherlands: Health risks of exposure to depleted uranium The Hague: Health Council of the Netherlands, 2001; publication no. 2001/13

Not surprisingly, the use of ammunition containing depleted uranium (DU) in Kosovo and elsewhere in the Balkans has provoked disquiet in Europe. In the Netherlands, concern over the release of this material had already been aroused previously following the crash of the El-Al airliner in the Bijlmermeer district of Amsterdam in 1992. It was against this background that the President of the Health Council decided to set up a Committee charged with the task of reviewing the health risks of exposure to DU and the preventive measures required for individuals present in areas where DU has been released into the environment. The present advisory report provides this review.

Uranium and depleted uranium

In its pure form, uranium (U) is a heavy, silver-coloured, radioactive metal. It is ubiquitous in nature in its natural isotopic form, together with its radioactive decay products. These decay products are removed during the extraction of uranium from ore. Natural uranium consists principally of the isotope U-238 and, to a minor extent, the isotopes U-234 and U-235 .

Depleted uranium is recovered as a by-product of natural uranium during the enrichment of uranium for use in nuclear power stations. DU is characterised by a reduction to 0.2% of the percentage of the isotope U-235. The radioactivity per unit of mass (activity concentration) of DU is lower than that of natural uranium (the

respective levels being 14.8 and 25.4 kilobecquerels per gram). DU behaves chemically (and with that also toxicologically) identical to uranium in its natural isotopic form.

In residues of DU from Kosovo a small amount of U-236 (0.0028%) has also been detected. The contribution made by this isotope to the total activity concentration is so minute that it does not influence the radiological properties of DU. From information regarding the possible contamination of this DU with transuranium elements (including plutonium) and fission products we can surmise that these impurities do not play any significant role in the assessment of the risk of exposure to DU.

Uranium in the living environment

Uranium occurs naturally in the environment and therefore also in the human body. In the Netherlands, the concentration of uranium in the soil varies between 0.4 and 8 milligrams per kg of dry earth. Intake of uranium by humans principally occurs via the diet. Most of the orally ingested uranium is eliminated from the body in the excreta (principally in the faeces), but some accumulates in body tissues (mainly in bone).

DU enters the living environment via specific events, like a fire of objects containing DU (example: Bijlmer disaster) and military use of DU (example: Gulf War). Following such events DU fragments might be found in the areas concerned and uranium dust, usually in the form of the slightly soluble oxides, might have spread around in the surroundings of the event. That can cause exposure of the population, in particular via consumption of foodstuffs which have been grown on the contaminated soil and via inhalation of resuspended dust containing DU. Relief workers and military personnel entering these areas might be exposed via inhalation of dust and by radiation from DU fragments.

Exposure in the framework of other applications of DU will be limited to occupational exposure. These situations are not treated in the present advisory report. Exposure of soldiers during military actions is entirely left out of consideration. The DU exposure mentioned above comes on top of the exposure to natural uranium in the living environment.

Uranium in the body

Absorption, distribution and excretion in the human body are highly dependent on the chemical form of the uranium and on the manner in which it is entering the body. Thus slightly soluble compounds such as uranium dioxide are only slowly eliminated from the lungs and will therefore only burden other organs in minute quantities. Ingestion of slightly soluble compounds results in little or no contamination of the body, since there

is very limited absorption through the intestinal wall, by far the greater part being excreted in the faeces. Soluble compounds, on the other hand, are able to enter partly the blood circulation via the lungs or the intestinal wall and they then accumulate in organs (especially in bone). However, the great majority is excreted relatively quickly in the urine.

Concentrations of 1 to 3 micrograms of uranium per kg of wet tissue are typically detected in organs. Typical values for excretion range from 0.05 to 0.5 micrograms per day in urine and around 1.5 micrograms per day in faeces.

Health effects of exposure

When assessing the health effects of exposure to natural uranium and DU, it is necessary to consider both the radioactivity of the material and its chemical toxic effect. Based on existing knowledge of the radiological properties of uranium, it would appear that radioactive contamination of the lungs is the principal health effect to be considered in connection with exposure to slightly soluble uranium compounds in the atmosphere. In this context should be mentioned that the dose arising from exposure to DU is much smaller than from exposure to natural uranium per unit of mass. For soluble compounds, the chemical toxic effect in the kidneys is the primary consideration. The toxicological effects are to some extent concordant with those of other heavy metals.

A substantial amount of work has been done with uranium since the mid twentieth century. Research involving large groups of workers in the uranium industry has produced valuable data about the risks of exposure to uranium, but it also displays the frequently unavoidable shortcomings: namely, substandard information about the actual exposure of the workers, substandard or non-existent information on exposure to other possibly harmful agents and unsatisfactory data on disruptive variables such as smoking habits.

The epidemiological research has not produced any clear evidence that exposure to uranium leads to health impairment. According to the literature, the additional cases of lung cancer among workers in uranium mines are attributable to the inhalation of the radioactive decay products of radon, which is found in elevated concentrations in and around mines. Military personnel who took part in the Gulf War exhibit more health complaints than others do. The extensive investigations conducted among these veterans have produced no evidence that exposure to DU is a causative factor in these complaints.

The Committee does not, therefore, anticipate that exposure to DU in the situations described above, also given the possible extent of the exposure, will result in

a demonstrable increased risk of diseases and symptoms among exposed individuals as a result of a radiological or chemical toxic effect exerted by this substance.

Cancer

In view of the fact that DU emits ionising radiation in the form of alpha particles, the induction of cancer, in principle, needs to be taken into account in relation to individuals exhibiting internal contamination with DU. In case of inhalation of slightly soluble DU compounds, attention will in particular need to be focused on the lungs.

The radiation dose caused by incidental exposure to DU in the outlined scenarios is in the most conceivable cases limited compared with the radiation dose received during a lifetime of natural uranium. Since at the usual levels of exposure to natural uranium a contribution to the induction of cancer in the population cannot be shown it can be concluded that the same is true for exposure to DU in the outlined scenarios. This general conclusion is also valid for the appearance of lung cancer and for the appearance of leukaemia after the inhalation of dust containing slightly soluble uranium compounds. The radiation dose elicited in the bone marrow and with that the theoretical probability for cancer induction by slightly soluble compounds is three orders of magnitude smaller than that elicited in the lungs.

Renal damage

For soluble compounds, the risk posed by exposure to DU is principally of a chemical toxic nature. In the case of increasing exposure, abnormalities will first of all appear in the kidneys. Exposure to small amounts (milligrams) of uranium over short periods will therefore result in changes in the kidneys which lead to acute, usually reversible, renal impairment. No such dose-dependency has been observed, however, in the frequency of chronic renal disorders among population groups who are chronically exposed to –in general totally less than 1 milligram per year– natural uranium. Nor have studies involving workers in the uranium industry and ex-military personnel (including the group with shrapnel in the body) to date produced any evidence that uranium can cause renal impairment. Thus the present body of scientific data tends to suggest an absence of irreparable renal damage as a result of the intake of DU in the exposure scenarios considered.

Prevention

DU is, just like several other heavy metals, classified as a hazardous substance. It is, after all, evident from the foregoing findings that the risks associated with exposure to DU for the exposure scenarios outlined here are very limited. The fundamental principle adopted in the fields of industrial and environmental hygiene dictates that unnecessary exposure to a hazardous substance must be avoided. According to the so-called ALARA principle (As Low As is Reasonably Achievable), exposure must be avoided as far as is reasonably possible. 'Reasonably' implies that the efforts made must be commensurate with the achievable degree of risk reduction – i.e. the achievable reduction in exposure.

As far as possible exposure to DU in contaminated areas is concerned (for example in the vicinity of a fire in which DU has been released or in an area where military actions involving the use of DU ammunition have occurred), the Committee considers the strategy for protection laid down in the rules and regulations governing radiation protection to be adequate, both as regards limiting radiological and chemical toxic risks. This means that the first priority is to determine the nature and the extent of the contamination. Has contamination actually occurred? After that questions should be raised like: If so, how extensive is it and which compounds are involved? Are there fragments of DU in the area? Is there a possibility that windblown DU compounds could be inhaled? And so on. Based on the answers to these questions, one can determine whether it is necessary to impose limitations on access to, and use of, the contaminated area, and whether or not individuals who need to enter the area in a professional capacity (relief workers, for example) should be regarded as radiological workers. This will presumably only apply in exceptional cases.

The answers on the foregoing questions are not only of importance for experts and authorities but also for the population in the vicinity of the place where DU has been liberated and for persons who for occupational reasons have to stay there. Open communication can prevent unnecessary anxiety. For this the Committee refers to an other recently published advisory report of the Health Council 'Local environmental health concerns'.

Inleiding

1.1

Achtergrond

Blootstelling aan uranium, in het bijzonder aan verarmd uranium (*depleted uranium*, DU) is in Nederland als gevolg van de ramp met het El Al-vliegtuig in de Bijlmermeer in 1992 een veel besproken onderwerp. Het kreeg nog meer aandacht, nadat bekend werd dat de NAVO tijdens het Kosovo-conflict in 1999 ongeveer 31 000 patronen met DU heeft verschoten in gebieden waar zich ook Nederlandse KFOR-militairen en andere hulpverleners kunnen bevinden.¹ Ook tijdens het eerdere conflict in Bosnië zou munitie met DU zijn gebruikt.²

Een werkgroep van de UNEP (*United Nations Environmental Program*) heeft de gevolgen van het Kosovo-conflict voor mens en milieu bestudeerd. De werkgroep kwam in 1999 – vooruitlopend op vervolgrapportage in 2001 – tot de conclusie dat, ondanks de informatie van de NAVO, er niet voldoende gegevens beschikbaar zijn om de gevolgen van het toepassen van DU-munitie in Kosovo voor milieu en volksgezondheid gefundeerd te schatten.³ Een vervolgrapport gebaseerd op inspecties en metingen ter plaatse in November 2000 heeft de UNEP volgens plan in 2001 gepubliceerd.⁴

Naast de UNEP-werkgroep buigen ook de Wereldgezondheidsorganisatie (WHO) en de Engelse *Royal Society* zich over de gezondheidseffecten van blootstelling aan DU. Ook het gebruik van DU tijdens de Golfoorlog is uitgebreid bestudeerd. In 1999

publiceerde het Amerikaanse *RAND's National Defense Research Institute* een samenvattend rapport over de gezondheidseffecten van DU.⁵ Onlangs verscheen een rapport van het Amerikaanse *Institute of Medicine* over de gezondheidseffecten ten gevolge van de Golfoorlog, waarin, behalve aan DU, ook aandacht wordt besteed aan andere mogelijke oorzaken van de onder de (ex-)militairen geconstateerde ziekteverschijnselen.⁶

1.2 Vraagstelling, commissie en aanpak

Tegen de zojuist geschetste achtergrond besloot de Voorzitter van de Gezondheidsraad in mei 2000, na ambtelijke contacten tussen het Secretariaat van de Raad en de Ministeries van VROM en van Defensie, een commissie in te stellen met als opdracht het maken van een overzicht:

- van de gezondheidsrisico's van blootstelling aan verarmd uranium en
- van voorzorgsmaatregelen voor personen die vertoeven of werkzaam zijn in gebieden waar verarmd uranium in het milieu is vrijgekomen.

De samenstelling van de commissie is in bijlage A vermeld.

Het voorliggende advies bevat het beoogde overzicht. De commissie maakt in haar rapportage onderscheid tussen blootstelling aan DU via het algemene leefmilieu, bijvoorbeeld via voedsel en drinkwater, en beroepsmatige blootstelling van werknemers en militairen in het kader van het uitoefenen van hun beroep. In het laatste geval richt zij zich op militaire operaties in vredetijd en laat zij blootstelling tijdens oorlogshandelingen buiten beschouwing.

Omdat de chemische toxiciteit van DU overeenkomt met die van uranium met een natuurlijke isotopensamenstelling, achtte de commissie het raadzaam ook aandacht te besteden aan uranium, zoals dat van nature voorkomt in de biosfeer en de voedselketen (zogeneten 'natuurlijk uranium'). Over uranium in natuurlijke samenstelling is bovendien het nodige bekend aangezien het sinds 1945 op grote schaal wordt toegepast in de nucleaire industrie. 'Verrijkt uranium', dat onder meer wordt geproduceerd door Urenco in Almelo en wordt toegepast in kerncentrales zoals Borssele, komt in dit rapport niet aan de orde.

De commissie heeft zich bij het raadplegen van de literatuur in eerste instantie gericht op overzichtspublicaties, in het bijzonder de al genoemde rapporten over de gevolgen van de Golfoorlog voor de gezondheid van Amerikaanse (ex-)militairen en een *toxicological profile* van de *Agency of Toxic Substances and Disease Registry* in de VS.^{5,6,7} Waar zij dat noodzakelijk achtte, heeft de commissie de originele publicaties

bestudeerd. Daarnaast zijn recente publicaties over uranium en verarmd uranium via het gegevensbestand *Medline* achterhaald en in de beschouwingen betrokken.^a

1.3 Opzet van het advies

In het volgende bespreekt de commissie eerst de eigenschappen en toepassingen van uranium (hoofdstuk 2), het voorkomen van uranium (hoofdstuk 3) en de blootstelling aan dit element (hoofdstuk 4). Daarna komen gegevens over de toxiciteit van uranium en uraniumverbindingen aan bod (hoofdstuk 5 en 6). Vervolgens gaat de commissie in hoofdstuk 7 in op de grondslag van advieswaarden voor het limiteren van de blootstelling. Het advies wordt afgesloten met conclusies over de gezondheidsrisico's van blootstelling aan verarmd uranium en aanbevelingen voor voorzorgsmaatregelen om die blootstelling in te perken (hoofdstuk 8).

^a Behalve de in dit rapport geciteerde referenties staat een continue stroom van informatie over uranium ter beschikking via internet. Hieronder volgen enige relevante internetadressen waar informatie over de toxiciteit is te vinden:

- toxnet.nlm.nih.gov
- diverse databases hieronder Toxline, HSDB en andere

Voor algemene informatie over uranium wordt hier tenslotte nog verwezen naar:

- www.uic.com.au/index.htm
 - www.uilondon.org/
 - www.nndc.bnl.gov/
-

Eigenschappen en toepassingen van uranium

2.1

Inleiding

Uranium (chemisch symbool U) is in zijn zuivere vorm een zilverkleurig, zwaar, radioactief metaal. Het element is in de natuur alomtegenwoordig en werd in 1789 door Klaproth ontdekt, die het ‘uranium’ noemde naar de toen juist ontdekte planeet Uranus. Uraniumerts bevat tussen enkele honderdsten tot tientallen gewichtsprocenten uranium. In zijn natuurlijke isotopensamenstelling bevat uranium, uitgedrukt in gewichtsprocenten, 99,2739% U-238, 0,7204% U-235 en 0,0057% U-234.^a De activiteitsconcentratie (radioactiviteit per gewichtseenheid) van natuurlijk uranium bedraagt ongeveer 25 Bq per mg.^b DU bevat minder U-235 dan natuurlijk uranium en ontstaat als bijproduct bij het verrijken van uranium. Gewoonlijk wordt voor DU als meest voorkomende isotopensamenstelling uitgegaan van 99,8% U-238, 0,2% U-235 en 0,001% U-234: voor deze samenstelling van DU is de activiteitsconcentratie 14,8 Bq/mg.

Soms is bij de productie van DU gebruik gemaakt van zogeheten *recycled uranium*, afkomstig uit opwerkingsinstallaties voor kernbrandstof (splijtstofelementen). In dat geval bevat het DU een geringe concentratie aan U-236, een isotoop die wordt gevormd in kernreactoren tijdens het splijtingsproces. Zo heeft het Zwitserse AC-

^a Zie begrippenlijst.

^b Zie begrippenlijst.

Laboratorium in Spiez vastgesteld dat een door de UNEP in Kosovo verzameld munitiemonster 0,0028% U-236 bevatte.⁸ De mogelijkheid bestaat dat *recycled DU* andere transuraniemelementen (americium, neptunium, plutonium) en splijtingsproducten uit gebruikte kernbrandstof bevat. Dat blijkt inderdaad het geval te zijn, maar de mate van verontreiniging met dergelijke producten blijkt volgens metingen chemisch-toxicologisch en radiologisch niet van betekenis te zijn.⁹

Verarmd uranium wordt in verscheidene industriële, research- en militaire toepassingen gebruikt. Zo vindt DU in metaalvorm onder meer toepassing als balansgewicht in vliegtuigen^a, in antitankmunitie, in de pantserbekleding van zware tanks, in de hoge-energiefysica als detectormateriaal en als afschermingsmateriaal voor sterke radioactieve bronnen. Bij deze toepassingen wordt uitsluitend gebruik gemaakt van verarmd uranium. Uranium-kernreactorbrandstof bevat vrijwel altijd uranium met een aanzienlijk hoger percentage aan U-235 dan natuurlijk uranium en valt daarom buiten het bestek van dit rapport.

2.2 Fysische en chemische eigenschappen

De fysische eigenschappen van natuurlijk, elementair uranium zijn samengevat in Tabel 2-1. Uranium is een reactief metaal van hoge dichtheid: 1,7 maal hoger dan die van lood en bijna gelijk aan die van wolfram. Het vormt binaire legeringen met de meeste metalen. Het is mechanisch goed te bewerken en zwak paramagnetisch. Uranium komt in de natuur niet voor als metaal maar als component van mineralen zoals carnotiet, uraninit en peklende. Evenals aluminium- en magnesiumpoeder is uraniumpoeder pyrofoor (zelfontbrandend). Bij kamertemperatuur kan het spontaan tot ontbranding komen in aanwezigheid van lucht, zuurstof of water. Bij temperaturen van 200-400 °C kan uraniumpoeder tot zelfontbranding komen in een atmosfeer van kooldioxide of stikstof.⁷ Wanneer uraniummetaal in zuivere vorm wordt blootgesteld aan de atmosfeer, oxideert het snel en wordt er een dunne laag uraniumoxide (UO₂) aan het oppervlak gevormd die verdere oxidatie van het onderliggende materiaal tegengaat.

Tabel 2-1 Enkele eigenschappen van natuurlijk uranium.¹⁰

atomaire massa	238,03 g/mol
soortelijke massa (25 °C)	19,214 g/cm ³ (röntgendiffractie)*
	19,05±0,02 g/cm ³ (experimenteel)
kookpunt	3818 °C
smelpunt	1132,3 °C
* Berekend uit de kristalstructuur zoals gemeten met behulp van röntgendiffractie. Standaard referentiewaarde.	

^a Thans gebruikt men hiervoor bij voorkeur wolfram.

Uranium komt in verbindingen voor in vijf oxidatietoestanden: +2, +3, +4, +5, en +6. Alleen de +4- en +6-toestand zijn voldoende stabiel om praktisch van betekenis te zijn. Vierwaardig (+4) uranium vormt oxides, hydroxides, gehydrateerde fluoriden en fosfaatverbindingen met een geringe oplosbaarheid. Zeswaardig (+6) uranium is de meest stabiele vorm en de meest voorkomende verbinding is het oxide U_3O_8 .^a Het uranylion ($[UO_2]^{++}$) fluoresceert onder invloed van ultraviolet licht (zie ook 2.4). De oplosbaarheid in water van uraniumverbindingen loopt sterk uiteen: vaste stoffen, zoals uraniumdioxide (UO_2), uraniumtrioxide (UO_3) en tri-uraniumoctaoxide (U_3O_8) lossen niet op in water, maar wel in zwavelzuur en salpeterzuur. Uraniumtetrachloride (UCl_4), uranylfluoride (UO_2F_2) en gehydrateerd uranylacetaat ($UO_2(CH_3COO)_2 \cdot 2H_2O$) zijn wel goed oplosbaar in water. Uraniumoxides lossen langzaam op in lichaamsvloeistoffen. De oplosbaarheid van uraniumverbindingen speelt een grote rol bij de beoordeling van hun risico's voor de gezondheid. De *International Commission on Radiological Protection* (ICRP) onderscheidt, afhankelijk van de oplosbaarheid in lichaamsvloeistoffen, drie klassen uraniumverbindingen: F, M en S. Deze klassen onderscheiden zich door, respectievelijk, snelle (F), matig snelle (M) en langzame (S) eliminatie uit de longen.¹¹ Tabel 2-2 bevat een overzicht van de eigenschappen van de meest voorkomende uraniumverbindingen. Veel chemische eigenschappen van uranium komen overeen met die van andere zware metalen. Verbindingen van zware metalen zijn meestal zeer reactief.

Tabel 2-2 Overzicht van fysisch-chemische eigenschappen van enige uraniumverbindingen.¹²

verbinding (CAS-nummer)	formule	molaire massa (g/mol)	verschijningsvorm	oplosbaarheid in water	absorptie type ICRP
uraniumtetrafluoride (10049-14-6)	UF_4	314	groene trikliene naalden	enigszins oplosbaar	M
uraniumhexafluoride (7783-81-5)	UF_6	352	kleurloos kristallijn, vervloeit	ontleedt	F
uraniumtetrachloride (10026-10-5)	UCl_4	380	donkergroen metaalachtig	oplosbaar	M
uraniumtetrajodide (13470-22-9)	UI_4	746	zwarte naalden	oplosbaar	M
uraniumdioxide (1344-57-6)	UO_2	270	bruin/zwart poeder	slecht oplosbaar	S
uranyloxyde (1344-58-7)	UO_3	286	rood/bruin poeder	slecht oplosbaar	M
tri-uraniumoctaoxide (1344-59-8)	U_3O_8	842	olijfgroen - zwart	slecht oplosbaar	S
uranylacetaat (541-09-3)	$UO_2(C_2H_3O_2)_2 \cdot 2H_2O$	422	geel kristallijn poeder	oplosbaar	F
uranylnitraat (36478-76-9)	$UO_2(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$	502	gele kristallen	oplosbaar	F
uranylfosfaat (18433-48-2)	$UO_2HPO_4 \cdot 4H_2O$	438	geel microkristallijn poeder	slecht oplosbaar	S

^a Deze verbinding bevat 5- en 6-waardig uranium.

2.3 Radiologische eigenschappen

In 1896 ontdekte Becquerel dat uranium radioactief is. Van de 22 bekende isotopen van uranium zijn er slechts drie van natuurlijke oorsprong: U-234, U-235 en U-238.

Tabel 2-3 Radiologische eigenschappen van natuurlijk en verarmd uranium. De activiteit van de vervalproducten is niet in rekening gebracht.¹³

isotoop	halveringstijd (miljoen jaar)	energie alfadeeltje (MeV)(%)	natuurlijk uranium		verarmd uranium	
			fractie (%)	activiteit (Bq/mg U)	fractie (%)	activiteit (Bq/mg U)
U-238	4468	4,147 (23) 4,196 (77)	99,2745	12,40	99,8000	12,40
U-234	0,2450	4,724 (28) 4,776 (72)	0,0055	12,40	0,0010	2,26
U-235	703,7	4,364 (11) 4,395 (55)	0,7200	0,60	0,2000	0,16
totaal				25,40		14,80
U-236	24	4,5				

De radiologische eigenschappen van natuurlijk en verarmd uranium zijn vermeld in Tabel 2-3. Uit de tabel blijkt dat de activiteit van een bepaalde gewichtshoeveelheid verarmd uranium in zuivere vorm ongeveer de helft is van die van een even grote hoeveelheid zuiver natuurlijk uranium. Alle isotopen van uranium zijn radioactief en vervallen na verloop van tijd in een aantal stappen tot stabiele loodisotopen. De vervalschema's van U-235 en U-238 zijn gegeven in bijlage B. Bij het radioactieve vervalproces komt ioniserende straling vrij in de vorm van alfadeeltjes, bètadeeltjes en gammastraling. De energie van de bij verval vrijkomende alfa- en bètadeeltjes is vermeld in Tabel 2-4.

In de natuur en dus ook in erts gaat uranium altijd vergezeld van de vervalproducten die in bijlage B zijn vermeld. Bij de productie van uranium uit erts worden deze radioactieve vervalproducten afgescheiden, zodat men in bewerkt uranium in eerste instantie alleen de uraniumisotopen U-234, U-235 en U-238 aantreft. Na enige maanden zijn de kortlevende isotopen weer 'ingegroeid' tot hun oorspronkelijke activiteit. Het gaat hier om thorium-234 en protactinium-234 (uit U-238) en thorium-231 (uit U-235) (zie bijlage B). Dit verklaart waarom uranium na zuivering na verloop van tijd niet alleen alfadeeltjes, maar ook bètadeeltjes uitzendt. Gammastraling wordt slechts in geringe mate geëmitteerd.

De commissie wijst op het aanzienlijke verschil tussen de activiteitsconcentratie van uranium zoals dat in de natuur in ertsen en de bodem voorkomt, en het uranium in

natuurlijke en verarmde samenstelling na zuivering. Door het radioactief verval neemt de activiteitsconcentratie van verarmd en gezuiverd natuurlijk uranium in enkele maanden toe van de in Tabel 2-3 genoemde waarden tot respectievelijk 39,42 en 50,23 Bq per mg uranium.¹⁴ In Tabel 2-5 is de radioactiviteit van de diverse vormen van uranium aangegeven.

Tabel 2-4 Energie en reikwijdte van alfa- en bètadeeltjes in lucht en weefsel.

stralingssoort	energie (MeV)	reikwijdte (dracht)	
		lucht (m)	weefsel (µm)
alfadeeltjes U-238/235/234	4,15-4,78	0,026-0,03	35
bètadeeltjes Pa-234*	2,3 (maximaal)	7,6	11000

* protactinium-234 (Pa-234) is een vervalproduct van uranium-238

Het risico van blootstelling aan ioniserende straling hangt samen met de energie die wordt afgegeven aan biologisch materiaal. De alfadeeltjes dringen in biologisch (zacht) weefsel niet dieper dan 35 micrometer (µm) door (zie Tabel 2-4) en staan bij uitwendige blootstelling dan ook vrijwel al hun energie af in de dode oppervlaktelaag van de huid. Alfadeeltjes zijn wel van belang bij inwendige blootstelling en kunnen celstructuren beschadigen die zich binnen de reikwijdte van de deeltjes vanaf de plaats van afzetting bevinden. Bètadeeltjes kunnen, afhankelijk van hun energie, de gevoelige cellen van de huid bereiken en vormen daardoor ook een risico bij externe bestraling. Hun stralingsrisico is echter het grootst bij inwendige blootstelling. Gammastraling is zeer doordringend en vormt een risico bij zowel inwendige als uitwendige blootstelling.

Zoals blijkt uit Tabel 2-3 is DU (evenals natuurlijk uranium) een materiaal met een voor radioactieve stoffen geringe activiteitsconcentratie, waardoor het risico van externe bestraling door bètadeeltjes en gammastraling bij contact met relatief uraniummetaal klein is (zie ook hoofdstuk 4). Ter vergelijking: de activiteitsconcentratie van kalium-40 dat in de natuur en in het menselijk lichaam voor 0,1% voorkomt in natuurlijk kalium bedraagt 250 Bq/mg. De activiteitsconcentratie van radium-226 —een vervalproduct van uranium-238 (zie bijlage B)— bedraagt $3,7 \times 10^7$ Bq/mg.

Tabel 2-5 Radioactiviteit van diverse vormen van uranium

vorm	activiteit Bq/mg
natuurlijk uranium (met alle vervalproducten)	180,2
natuurlijk uranium direct na zuivering	25,50
natuurlijk, gezuiverd uranium na enkele maanden	50,23
verarmd uranium direct na productie	14,80
verarmd uranium enkele maanden na productie	39,42

In Tabel 2-3 zijn ook gegevens opgenomen van U-236, waarvan sporen in verarmd uranium aanwezig kunnen zijn bij gebruik van *recycled uranium* tijdens het productieproces (zie 2.1). Overigens worden ook in onbewerkt, natuurlijk uranium sporen van U-236 gevonden. Het ontstaat door een natuurlijke kernreactie, maar in geringere mate dan in kernreactoren. Het gaat hier om een kernreactie waarbij langzame neutronen worden ingevangen door U-235. In een kernreactor komen de voor deze reactie benodigde neutronen vrij bij de splijting van uraniumkernen. In de natuur komt splijting van uranium ook spontaan voor en bestaat tevens de mogelijkheid tot vangst van neutronen van kosmische oorsprong.

2.4 Analyse van uranium

Voor het bepalen van de concentratie van uranium wordt zowel gebruik gemaakt van de chemische als van de radioactieve kenmerken van het element. Zo worden bodemonsters gammaspectrometrisch geanalyseerd met behulp van germaniumdetectoren, waarbij het mogelijk is gebleken ten minste een uraniumactiviteit van 20 Bq (1,4 mg) in een monster van 200 gram te detecteren. Voor de analyse van uranium in urine is de meest gebruikte techniek fluorimetrie met een detectielimiet van 1 µg/L^a. Lagere concentraties (0,001-0,06 µg/L) zijn te bepalen met laserfluorimetrie.¹⁵ De methode waarvoor tegenwoordig in geval van het analyseren van ‘natuurlijke’ monsters bij voorkeur wordt gekozen, is een speciale vorm van massaspectroscopie (HR-ICP-MS) met een detectiegrens van minder dan 0,0001 µg/L.¹⁶ Met deze techniek is het ook mogelijk natuurlijk uranium van verarmd uranium te onderscheiden. Een andere, zeer gevoelige methode is de neutronenactiverings-analyse. Ook hiermee is het mogelijk de uraniumconcentratie in urine van leden van de bevolking afkomstig uit een gebied met een ‘normale’ achtergrond aan uranium in het leefmilieu te bepalen.¹⁷ Met deze laatste techniek kan 0,0002 µg U-238 nog gedetecteerd worden.

Veelvuldig wordt ook alfaspectrometrie toegepast voor het bepalen van uraniumconcentraties. Met deze techniek kan bovendien de isotopensamenstelling bepaald worden, waardoor het mogelijk is onderscheid te maken tussen verarmd en natuurlijk uranium. De detectielimiet van deze techniek bedraagt 0,1 mBq voor een 24-uurs urinemonster (0,007 µg DU) en 1 mBq (0,07 µg DU) voor een 24-uurs fecesmonster.¹⁸

Zelfs in het geval van een kortdurende, eenmalige blootstelling is het mogelijk gebleken om lange tijd na de blootstelling verhoogde excretiewaarden vast te stellen,

^a microgram per liter

mits het nulniveau voldoende nauwkeurig bekend was. Uit dit soort metingen laat zich alsnog de totale blootstelling afleiden.

2.5 Militaire toepassingen

Sedert 1970 wordt voor militaire doeleinden gebruik gemaakt van DU. Hierbij wordt geprofiteerd van de hoge soortelijke massa van uranium, de hardheid van het metaal en de ontbrandbaarheid bij relatief lage temperatuur. Een belangrijke militaire toepassing is die in antitank-munitie. Deze patronen branden zich letterlijk door de tankwand heen.

De ontbrandingstemperatuur van uranium hangt af van de verhouding tussen oppervlak en volume van het uraniumhoudend materiaal. Bij gebruik in munitie verbrandt het uranium waarbij aerosoldeeltjes vrijkomen. Door de hoge verbrandingstemperatuur ontstaan oxides, vooral U_3O_8 , maar ook UO_2 en UO_3 . Door verwerking zullen niet-geoxideerde uraniumdeeltjes langzaam alsnog oxideren.

DU wordt ook gebruikt in de pantserbekleding van zware tanks. Hier is vooral de hardheid en de hoge dichtheid van belang.

2.6 Andere toepassingen

Zoals aangegeven in 2.1 wordt DU ook toegepast als balansgewicht in vliegtuigen en verder als detectormateriaal in hoge-energiefysica-experimenten. Een voorbeeld van het laatste zijn de detectorplaten met vele tonnen DU bij het Duitse researchinstituut DESY in de zogeheten ZEUS-opstelling; Nederlandse instituten zijn actief betrokken geweest bij de opbouw van deze opstelling en bij de experimenten ermee.

Bijlmerramp

De toepassing in vliegtuigen als balansgewicht kwam op pijnlijke wijze in het nieuws door het ongeval met de El Al-Boeing in de Bijlmermeer op 4 oktober 1992.¹⁹ Dit vrachtvliegtuig bevatte 24 stukken DU als balansgewicht. Hun massa liep uiteen van 6 tot 30 kg. Het totale gewicht aan DU in het vliegtuig ten tijde van het ongeval was 282 kg. Na de ramp werd 130 kg op de plaats van het ongeval teruggevonden. Het is niet bekend wat met de ontbrekende 152 kg DU is gebeurd. Mogelijk is een deel afgevoerd met verontreinigde aarde. Een andere mogelijkheid is dat het uranium gedeeltelijk is geoxideerd tijdens de brand en daarna is verspreid in het milieu. Dit scenario is uitgebreid bestudeerd door Uijt de Haag en collega's.²⁰ Het ontstane uraniumoxide is slecht oplosbaar, waardoor de gezondheidsrisico's van inneming vooral worden bepaald door de stralingseigenschappen (zie hierna). Uit de analyse volgt dat in de

geschetste omstandigheden hulpverleners een stralingsdosis^a van minder dan 1 microsievert (μSv)^b zouden hebben ontvangen.

^a Effectief volgdosisequivalent, zie begrippenlijst.

^b Een stralingsdosis wordt beschreven met de grootheden effectieve dosis indien sprake is van middeling over het lichaam of equivalente orgaandosis indien sprake is van middeling over een bepaald orgaan. In deze grootheden is de effectiviteit van de straling om biologisch schade (in het bijzonder kanker) te veroorzaken, verwerkt. Zie ook begrippenlijst.

Uranium zoals het van nature voorkomt

Uranium komt van nature in het milieu en daarom ook in het menselijk lichaam voor. Natuurlijk uranium bevat de isotopen U-238, U-235 en U-234 (zie Tabel 2-3). De vervalproducten van U-238 en U-235 zijn voor een belangrijk deel verantwoordelijk voor de natuurlijke achtergrondstraling. Onder deze vervalproducten zijn er namelijk veel die gammastraling uitzenden, zoals lood-214 en bismut-214. De directe vervalproducten van het radioactieve edelgas radon (ook een vervalproduct van U-238) leveren de belangrijkste bijdrage aan de totale stralingsdosis van natuurlijke oorsprong aangezien ze, na ingeademd te zijn, de longen blootstellen aan alfadeeltjes.

Wereldwijd zijn veel metingen verricht om de concentratie van de natuurlijke radionucliden in milieucompartimenten te bepalen. Een overzicht van de meetresultaten wordt op gezette tijden gepubliceerd door de *United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR)*.^{21,22,23,24}

3.1 Bodem

Het is in de literatuur veelal gebruikelijk alleen de activiteitsconcentratie van U-238 te geven. De activiteitsconcentratie van natuurlijk uranium (zonder vervalproducten) laat zich hieruit met behulp van de gegevens in Tabel 2-3 eenvoudig afleiden door de activiteitsconcentratie van U-238 met een factor 2,05 te vermenigvuldigen. Ook de

gewichtshoeveelheid uranium is uit de U-238-activiteitsconcentratie af te leiden: 1 milligram natuurlijk uranium heeft een U-238-activiteit van 12,4 Bq.

Wereldwijd zijn er grote variaties in de concentratie van uranium in bodemmateriaal. Zo zijn voor het Verenigd Koninkrijk voor U-238-waarden gerapporteerd variërend van 2-330 Bq/kg droge aarde (uraniumgehalte 0,2-26 mg uranium/kg droge aarde).²⁴ UNSCEAR geeft als gemiddelde waarde voor U-238 33 Bq/kg (uraniumgehalte 2,6 mg/kg).²⁴

Binnen Nederland is de spreiding kleiner, maar deze beslaat nog altijd een factor 20. De terrestrische stralingskaart van Nederland is sterk gecorreleerd aan de bodemkaart: klei en löss hebben relatief hoge concentraties, terwijl in zand- en veengronden de concentraties laag zijn.²⁵ Köster en collega's bepaalden de gehalten van natuurlijke radionucliden in Nederlandse bodems. Zij vonden dat de concentratie van U-238 in de Nederlandse bodem varieert tussen 5 en 100 Bq per kg droge aarde (0,4-8 mg uranium per kg droge aarde).²⁶ Op de Waddeneilanden zijn, op plaatsen waar zeer lokaal zwart zand voorkomt, concentraties van 300 tot 700 Bq (ongeveer 25-60 mg) per kg droog zand gemeten. In de verschillende soorten klei varieert de concentratie tussen 19 en 53 Bq/kg (1,5 en 4,2 mg/kg), terwijl voor dekzand lagere waarden —11 tot 15 Bq/kg (0,9-1,2 mg/kg)— zijn vastgesteld. Van de Plassche en collega's bepaalden de achtergrondconcentratie van uranium in 'standaardgrond' op 2,92 mg/kg (36,5 Bq U-238/kg).²⁷

De in Nederland gevonden concentraties vallen binnen het door de UNSCEAR gepubliceerde concentratiebereik van meest voorkomende waarden van 10 tot 50 Bq/kg (0,8-4 mg/kg).²² De concentraties in de VS liggen tussen 7 en 60 Bq/kg (0,5-4,7 mg/kg), maar ook hier zijn uitschieters geconstateerd. In fosfaatrots, dat wordt gebruikt voor de winning van fosfaatmest, kan de concentratie oplopen tot 4800 Bq/kg (390 mg/kg).²⁸

3.2 Lucht

Voor de VS zijn U-238-concentraties in de lucht gepubliceerd. Zo vonden Golchert en collega's in de omgeving van Chicago ongeveer 0,3 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (0,02 ng/m^3),²⁹ terwijl de onderzoeksgroep van Fisenne in New York City 0,7 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (0,06 ng/m^3) heeft gemeten.³⁰ Voor Duitsland worden U-238-waarden gerapporteerd van 0,3-1,7 $\mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (0,02-0,14 ng/m^3).²⁴

De UNSCEAR schatte dat een uraniumconcentratie van 25 Bq/kg (1 mg uranium per kg) in de bodem en een stofbelasting van ongeveer 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in de lucht tot een

^a microbecquerel per kubieke meter

concentratie van ongeveer $1,2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ($0,05 \text{ ng}/\text{m}^3$) kan leiden.²² Volwassenen zouden dan $0,01 \text{ Bq}$ ($0,4 \mu\text{g}$) uranium per jaar inademen. Volgens het meest recente UNSCEAR-rapport bedraagt de karakteristieke waarde voor zowel U-238 als U-234 in lucht $1 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ($0,08 \text{ ng}/\text{m}^3$).³¹ Dit leidt tot een stralingsdosis (effectieve dosis) van respectievelijk $0,021 \mu\text{Sv}$ (U-238) en $0,026 \mu\text{Sv}$ (U-234) per jaar.

In Nederland worden uraniumconcentraties in lucht niet afzonderlijk gemeten. Wel bepaalt het RIVM de totale alfa-activiteit afkomstig van langlevende radionucliden in lucht. In 1998 bedroeg de jaargemiddelde waarde $81 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ (hoofdzakelijk polonium-210). Onder de redelijke veronderstelling dat ook in Nederland de concentratie van uranium in lucht ongeveer $2 \mu\text{Bq}/\text{m}^3$ ($0,08 \text{ ng}/\text{m}^3$) bedraagt, blijkt hieruit dat de bijdrage van uranium aan de natuurlijke alfa-activiteit in lucht klein is.^a

3.3 Water

In de VS is op zeer grote schaal de concentratie van uranium in drinkwater gemeten.³² In totaal zijn 35 000 oppervlaktewaterbronnen en 55 000 monsters grondwater geanalyseerd. In de oppervlaktewaterbronnen is een gemiddelde uraniumconcentratie van $40 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ($3 \text{ mg}/\text{m}^3$) gemeten (bereik $0,4$ tot $25\,000 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ($0,03 - 2000 \text{ mg}/\text{m}^3$)) en in de grondwatermonsters een gemiddelde concentratie van $100 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ($8 \text{ mg}/\text{m}^3$; bereik $0,04$ - $24\,000 \text{ Bq}/\text{m}^3$ of $0,004$ - $1900 \text{ mg}/\text{m}^3$). Onder deze oppervlakte- en grondwatermonsters bevonden zich 28 000 monsters van drinkwaterbedrijven. De gemiddelde concentratie in de drinkwatermonsters was $75 \text{ Bq}/\text{m}^3$ ($6 \text{ mg}/\text{m}^3$) (bereik $2,6$ tot $24\,000 \text{ Bq}/\text{m}^3$ of $0,2 - 1900 \text{ mg}/\text{m}^3$).

In Nederland zijn de gegevens over uraniumconcentraties in zowel grondwater als oppervlakte- en zeewater te schaars om een achtergrondwaarde te kunnen bepalen.²⁷ In bosgebieden zou de uraniumconcentratie in grondwater variëren van minder dan $0,01 \text{ mg}/\text{m}^3$ tot circa $1,3 \text{ mg}/\text{m}^3$ ($0,1$ - $16 \text{ Bq}/\text{m}^3$ U-238).

Het RIVM heeft uitgebreid onderzoek verricht naar de radioactiviteit in gebotteld en ongebotteld mineraal- en bronwater.³³ Hoewel uranium niet direct is gemeten, kan uit de hoeveelheid radium-226 worden afgeleid dat in bron- en mineraalwater van Nederlandse herkomst de U-238-concentraties zeer laag zijn (mogelijk in de orde van grootte van enkele honderdsten Bq/m^3 of enkele duizendsten mg/m^3). Eveneens in de jaren 1980 is de radioactiviteit in het in Nederland door de openbare drinkwatervoorziening geleverde drinkwater onderzocht. Analyses betroffen onder meer de radium-226- en de totale alfa-activiteit in 250 monsters.³⁴ Uit het gemeten radium-226-concentratiebereik van 2 - $8 \text{ Bq}/\text{m}^3$ kan worden afgeleid dat bij benadering

^a Smetsers RCGM, persoonlijke communicatie, RIVM, 2001. Gegevens ter inzage bij het secretariaat van de Gezondheidsraad.

de karakteristieke U-238-concentratie in Nederlands drinkwater varieert van ongeveer 0,01 tot 0,1 Bq/m³ (0,0008-0,008 mg/m³).

Tenslotte zij hier nog vermeld dat Fisenne heeft vastgesteld dat in New York de dagelijkse ingestie van uranium door de mens via water overeenkomt met 1,2 mBq (0,09 µg) U-238 en 1,5 mBq (0,12 µg) U-234.^{35,30}

3.4 Voedsel

In het UNSCEAR-rapport van 1977 zijn U-238-concentraties in voedingsmiddelen in Frankrijk, Japan, Rusland, de VS en Engeland vermeld.²¹ In doorsnee-gebieden blijkt de dagelijkse ingestie van U-238 via het voedsel tussen 7,4 en 18,5 mBq (0,6-1,5 µg) te liggen.

Uit deze gegevens heeft de UNSCEAR de interne dosis ten gevolge van de inname van natuurlijk uranium geschat. Hiertoe legde zij referentieconcentraties vast voor U-238 in drinkwater en melkproducten, vleesproducten, groente en fruit, graanproducten, en vis van respectievelijk 1, 2, 3, 20 en 30 mBq/kg (0,08, 0,16, 0,24, 1,6 en 2,4 µg/kg). Met behulp van de referentiecijfers voor het gebruik van de verschillende voedingsmiddelen die de *International Commission on Radiological Protection* (ICRP) heeft gepubliceerd³⁶, komt men op een gemiddelde, naar leeftijd gewogen jaarlijkse opname van ongeveer 5 Bq U-238 overeenkomend met 0,4 mg uranium.

In Nederland zijn uraniumbepalingen in voedselproducten nooit onderdeel geweest van enig regulier of incidenteel monitoringprogramma.

3.5 Menselijk weefsel

Een overzicht van de concentraties van uranium in menselijke weefsel verkregen in 23 onderzoeken in 12 landen (Nederland is hier niet bij) is gepubliceerd door de onderzoeksgroep van Fisenne.³⁷ Het is niet mogelijk om uit deze gegevens per land een verdeling over de organen te bepalen. Wel geven de waarden een goede indruk van de spreiding in de concentraties voor de diverse organen. Tabel 3-1 geeft het bereik van de uraniumconcentraties voor de bestudeerde weefsels en de door Fisenne en collega's afgeleide gemiddelde concentraties. Van de 12 landen komt buurland Engeland mogelijk in redelijke mate met Nederland overeen. Daarom heeft de commissie de daar gemeten concentraties afzonderlijk vermeld in Tabel 3-1.

Tabel 3-1 Uraniumconcentraties in menselijk weefsel en bloed (μg uranium per kg nat weefsel, verast bot of bloed) De waarden in de tweede en derde kolom hebben betrekking op gegevens uit twaalf landen; de laatste kolom slaat op gegevens over de stad Londen.³⁷

orgaan	bereik U-concentratie	gemiddelde U-concentratie (± 1 standaarddeviatie)	U-concentratie in Engeland (Londen) (± 1 standaarddeviatie)
longen	0,5-6,8	$2,5 \pm 2,5$	
lever	0,12-11	$2,3 \pm 4,0$	0,25
nieren	0,34-5,5	$2,3 \pm 2,3$	
spieren	0,19-7,7	$3,7 \pm 4,0$	0,19
vet	0,6-1,9	$1,3 \pm 0,9$	0,6
bloed	0,1-1,3	$0,58 \pm 0,44$	$0,69 \pm 0,45$
bot	0,10-7,1	$2,4 \pm 2,3$	$3,5 \pm 0,9$
verast bot	0,4-51	11 ± 11	23 ± 6

De hoogste concentraties in botweefsel zijn gevonden in Nigeria, die voor alle andere weefsels en bloed in de voormalige Sovjet-Unie. De verhouding tussen de uraniumconcentratie in bot en bloed ligt tussen 5,1 en 0,2, terwijl de verhouding tussen lever en nieren varieert van 0,5 tot 3,3. De gemiddelde uraniumconcentratie in bot is lager dan de door ICRP voorgestelde waarde voor de *reference man* van $5,9 \mu\text{g}$ per kg.³⁶ Uit Tabel 3-1 blijkt dat de uraniumconcentratie in verast bot een grote spreiding vertoont, namelijk van een factor 125. Deze spreiding is niet goed te verklaren uit de spreiding van de uraniumconcentratie in voedsel van ongeveer een factor 3 en heeft waarschijnlijk te maken met de grote spreiding in de uraniumconcentratie in drinkwater.⁵ De auteurs van de RAND-publicatie wijzen er verder op, dat blijkens onderzoek in New York City de uraniumconcentratie in wervels en longen sterk toeneemt met de leeftijd.³⁰ Dit is niet het geval voor lever en nieren. Een mogelijke verklaring voor de toename in de longen is dat geïnhaleerd, niet-oplosbaar uranium voor langere periodes wordt vastgehouden in de longlymfklieren.

Uit de gemiddelde concentraties voor de in Tabel 3-1 gegeven 12 landen heeft Fisenne een representatieve waarde voor het jaarlijkse dosistempo in de diverse organen ten gevolge van bestraling met alfadeeltjes van uranium afgeleid. De resulterende waarden staan in Tabel 3-2.

Tabel 3-2 Geïnsorbeerde dosis in organen tengevolge van de bestraling met alfadeeltjes van uranium. Toegepaste dosisfactoren: voor ribben en wervels 0,056, voor dijbeenbot 0,072 en voor zacht weefsel 0,54 μGy per jaar per μg uranium per kg weefsel³⁷

orgaan	dosis μGy per jaar
longen	1,4
lever	1,2
nieren	1,2
spieren	2,0
botoppervlak	0,62

3.6 Menselijke excreta

De aanwezigheid van uranium in het menselijk lichaam na opname uit lucht, voedsel en drinkwater leidt tot uitscheiding van het element in urine en feces. Voor de interpretatie van de resultaten van analyses van excreta van radiologische werkers of andere personen bij wie een ingestie of inhalatie van uranium van andere dan natuurlijke oorsprong wordt vermoed, is het van belang het achtergrondniveau van uraniumexcretie te kennen. Deze achtergrond is sterk afhankelijk van de uraniumconcentratie in voedsel en drinkwater ter plaatse. In ICRP-Publicatie 23 uit 1975 worden karakteristieke waarden voor de excretie van uranium gehanteerd van 0,05 tot 0,5 µg (0,6-6 mBq U-238) per dag in urine (0,04 tot 0,4 µg/L; 0,5-5 mBq/L U-238) en van 1,4 tot 1,8 µg (17-21 mBq U-238) per dag in faeces.³⁶ In India is bij mensen die wonen in een streek met een normale uraniumachtergrond een aanzienlijk lagere gemiddelde uraniumconcentratie in de urine vastgesteld, namelijk 12,8 ng/L (ongeveer 0,2 mBq/L U-238).¹⁷ Hurtgen heeft in België onderzoek gedaan naar de uraniumexcretie van mogelijk blootgestelde personen.¹⁸ Tussen 1991 en 1999 analyseerde hij met behulp van alfaspectrometrie 39 feces- en 1143 urinemonsters op de aanwezigheid van uranium. De totale uraniumactiviteit in gedurende een etmaal verzamelde urine- en fecesmonsters was gemiddeld respectievelijk 0,3 mBq en 57 mBq. Hoewel zich in de onderzochte steekproef mogelijk gecontamineerde personen bevonden, komen deze waarden goed overeen met de cijfers van de ICRP.

Spencer en collega's bepaalden de opname via de voeding en de excretieniveaus van uranium bij verscheidene proefpersonen gedurende periodes van 24 tot 54 dagen.³⁸ De dagelijkse opname van uranium uit het voedsel was vrijwel gelijk voor de proefpersonen, terwijl de hoeveelheid uranium die via water werd opgenomen sterk varieerde. De excretie van uranium via de urine bleek evenredig te zijn met de hoeveelheid uranium die was opgenomen uit het water. Dit lijkt erop te wijzen dat water een belangrijker rol speelt bij de opname van uranium dan voedsel.

3.7 Overzicht Nederlandse situatie

De hierboven beschreven uraniumconcentraties in de verschillende substraten zijn veelal ontleend aan buitenlandse gegevens. Voor Nederland is slechts een handvol meetwaarden voorhanden om te bepalen hoeveel uranium normaal voorkomt in milieucompartimenten en voedsel. Relatief goed bekend zijn de gehalten in bodemmateriaal.

3.8 Overzicht uraniuminneming wereldwijd

Uit het UNSCEAR-rapport van 1993 destilleert de commissie de in Tabel 3-3 gegevens voor de inneming van radionucliden via dranken, voedsel en lucht.²³

Tabel 3-3 Referentiewaarden van UNSCEAR voor inneming van uranium via voedsel en dranken, en lucht door volwassenen.²³

	voedselconsumptie (kg/jaar)	activiteit U-238 (mBq/kg)	concentratie natuurlijk uranium (µg/kg)	inname U-238 (mBq/jaar)	inname natuurlijk uranium (µg/jaar)
melkproducten	105	1	0,1	105	8
vleesproducten	50	2	0,2	100	8
graanproducten	140	20	1,6	2800	226
bladgroenten	60	20	1,6	1200	97
wortels en fruit	170	3	0,2	510	41
visproducten	25	30	2,4	750	60
water en dranken	500	1	0,1	500	40
	volume ademlucht (m ³ /jaar)	activiteit U-238 (µBq/m ³)	concentratie natuurlijk uranium (ng/m ³)	ingeademde activiteit U-238 (mBq/jaar)	ingeademde massa nat. uranium (µg/jaar)
lucht	8000	1	0,1	8	0,6
totaal lucht plus voedsel				6 Bq U-238 per jaar	0,5 mg nat. uranium p.j.

Uit de tabel blijkt dat de referentiewaarde voor de inneming van U-238 van natuurlijke oorsprong overeenkomt met 6 Bq per jaar (0,5 mg). Aangezien het hier natuurlijk uranium betreft zal, gezien de in Tabel 2-3 vermelde activiteitsconcentraties van U-234 en U-235, de totale ingenomen uraniumactiviteit overeenkomen met 12 Bq (0,5 mg U). De commissie merkt hierbij op dat de inneming van activiteit afkomstig van de uraniumvervalproducten, in het bijzonder van radium-226, lood-210 en polonium-210, uit voedsel, dranken en lucht aanzienlijk hoger ligt dan die van uranium.

Blootstelling aan verarmd uranium

Blootstelling aan verarmd uranium is altijd het gevolg van menselijk handelen. De commissie onderscheidt daarbij beroepsmatige blootstelling aan DU van blootstelling van de algemene bevolking door de aanwezigheid van DU in het leefmilieu. Dit laatste is vrijwel steeds het gevolg van het ongecontroleerd vrijkomen van enkele tientallen tot enkele honderdtallen kilogram DU bij branden (voorbeeld: Bijlmerramp) of van oorlogshandelingen (voorbeeld: Golfoorlog). De blootstelling aan DU komt bovenop die van het alom aanwezige natuurlijk uranium. Voor de algemene bevolking gaat het hier om inneming met voedsel en dranken en via inademing van stofdeeltjes in de lucht; een indruk van de omvang geeft Tabel 3-3. De commissie wijst er nogmaals op dat het hier de inneming betreft van natuurlijk uranium met alle vervalproducten (zie bijlage B). Deze laatste zijn voor de effectieve volgdosis^a van grotere betekenis dan het uranium zelf. De getallen die in Tabel 4-1 zijn vermeld voor het geval van inhalatie van slecht oplosbare uraniumverbindingen vormen hiervan een illustratie.

^a Zie begrippenlijst.

Tabel 4-1 Effectieve volg dosis na inhalatie van 1 Bq of 1 mg uranium (de dosiskonversiecoëfficiënten hebben betrekking op de algemene bevolking en gelden voor verbindingen van klasse S).

soort uranium	dosiskonversiecoëfficiënt	
	µSv/Bq	µSv/mg
onbewerkt uranium	57,0	710
gezuiverd natuurlijk uranium	12,5	225
verarmd uranium	6,8	140

4.1 Vormen van blootstelling aan DU (inclusief ‘militair’)

Zoals aangegeven in 1.2 blijft blootstelling tijdens oorlogshandelingen in dit advies buiten beschouwing. Wel gaat de commissie in op blootstelling na afloop van militaire operaties waarbij uraniumhoudende munitie werd ingezet. De volgende vorm van blootstelling zijn te onderscheiden:

- blootstelling door inhalatie van stofdeeltjes
- blootstelling door ingestie
- uitwendige blootstelling aan straling in de nabijheid van of in contact met DU houdende objecten
- blootstelling door opname van DU via wonden.

Bij het beoordelen van het risico van de blootstelling is informatie nodig over de hoeveelheid materiaal, het type blootstelling (acuut of chronisch), de blootstellingsroute, de grootte van de uraniumstofdeeltjes en aerosolen, en, ten slotte, de valentie en oplosbaarheid van de uraniumverbindingen.

4.1.1 Blootstelling door inhalatie van stofdeeltjes en aerosolen

Bij militaire toepassingen, maar ook meer algemeen in situaties waarbij uraniummetaal tot ontbranding komt, zal meestal niet meer dan 10 tot 35% van het uranium in aerosolvorm worden omgezet. Slechts in uitzonderlijke situaties zal er sprake zijn van een groter percentage. Bij een brand ligt het percentage deeltjes met een diameter kleiner dan 10 µm tussen 0,1 en 33%, terwijl bij de inslag van een uraniumpatroon op een hard object vrijwel alle deeltjes een diameter kleiner dan 10 µm hebben.^{39,40} Deze stofdeeltjes zetten zich in de omgeving van de brand of de inslag af op de bodem. Door opwaaien kunnen ze alsnog worden geïnhaleerd.

4.1.2 *Blootstelling door ingestie*

Behalve via voedsel of water is ingestie van DU ook mogelijk door hand-naar-mondcontact, in het bijzonder in verontreinigde gebieden. Verder behoort het direct inslikken van DU houdende aerosoldeeltjes na een explosie of tijdens brand ook tot de mogelijkheden. Ingestie van uranium bij dergelijke incidenten is meestal zeer kortstondig, gevolgd door snelle excretie van het uranium. Ook het inslikken van zich op kleding of huid bevindend stof kan een bron zijn van uraniuminneming.

4.1.3 *Uitwendige blootstelling aan straling in de nabijheid van of in contact met uraniumhoudende objecten*

Zoals vermeld in 0 stelt zich enkele maanden na de productie van DU een evenwicht in met enkele relatief kortlevende vervalproducten die de bèta- en gammastraling in de nabijheid van DU objecten veroorzaken (zie ook bijlage B). Uitwendige blootstelling aan deze straling vertegenwoordigt een gezondheidsrisico. Het uranium zelf zendt alfastraling uit, die de gevoelige huidcellen niet kan bereiken en daarom geen gezondheidsschade veroorzaakt.

Bij de blootstelling van de huid en de ogen zijn het vooral de bètadeeltjes die voor de stralingsdosis zorgen. Aan het oppervlak van een plaat DU is het dosistempo ten gevolge van bètastraling ongeveer 2,3 mSv/uur, terwijl dat door gammastraling enige tientallen µSv/uur bedraagt, afhankelijk van de geometrie van het object.

4.1.4 *Blootstelling door opname van uranium via wonden*

Blootstelling via ingekapselde DU-scherven en met DU-stof gecontamineerde wonden komt vrijwel uitsluitend voor in een militaire omgeving. In principe is het mogelijk, dat ook in andere situaties bij in contact komen met besmet materiaal DU via een wond het lichaam binnendringt. Bij normale wondverzorging zal het om zeer geringe hoeveelheden gaan.

4.1.5 *Omvang van de blootstelling*

Voor een schatting van de omvang van de blootstelling moet men de omstandigheden kennen waaronder het DU in het milieu is vrijgekomen en welke handelingen worden verricht (beroepsmatige blootstelling), dan wel wat gedragen leefgewoonten zijn van de potentieel blootgestelde bevolking. Uit die informatie kan men

blootstellingsscenario's afleiden die vervolgens kunnen worden gebruikt voor een risicoschatting. In 4.3 (zie ook bijlage C) verwijst de commissie naar dergelijke beschouwing over Kosovo. Ook in verband met de Bijlmerramp zijn dergelijke analyses gemaakt.²⁰

4.1.6 Blootstelling van kinderen

Bij het in kaart brengen en beoordelen van de risico's ten gevolge van blootstelling aan DU dient ook rekening te worden gehouden met speciale risicogroepen zoals jonge kinderen. Zo is bijvoorbeeld de stralingsdosis door inhalatie van lucht met een bepaalde concentratie van slecht oplosbare uraniumverbindingen voor kinderen twee tot drie maal hoger dan voor volwassenen. Ook kunnen spelende kinderen in besmet gebied aarde met DU inslikken. Een voorbeeld hiervan is uitgewerkt in bijlage C.

4.2 Beroepsmatige blootstelling aan DU

Naast de in 4.1 besproken vormen van blootstelling kan beroepsmatige blootstelling aan DU ook voorkomen in de uraniumprocesindustrie en bij andere bedrijvigheden waarbij DU wordt toegepast. In die situaties dient op grond van de Nederlandse arbeidshygiënische en stralingshygiënische regelgeving de blootstelling zoveel mogelijk te worden beperkt en in elk geval onder vigerende grenswaarden te worden gehouden.

4.3 Blootstelling in Kosovo

4.3.1 Bevindingen

Na het militaire conflict in de Balkan waarbij DU-houdende munitie is gebruikt heeft een delegatie van de UNEP tijdens een in november 2000 uitgevoerde missie in het getroffen gebied in Kosovo 11 plaatsen onderzocht die bij elkaar genomen ongeveer 12 % van alle met DU munitie aangevallen plaatsen vertegenwoordigen.^{3,4,14} Het betreft hier mogelijke besmetting met vooral slecht oplosbare uraniumverbindingen. Op grond van de meetresultaten komt de UNEP tot de volgende conclusie met betrekking tot potentiële blootstelling van mensen in dit gebied:

- 1 Er is geen wijdverspreide besmetting met DU van de bodem gevonden. Dit wil zeggen dat een eventuele besmetting van een groter gebied zo gering is, dat ze niet te onderscheiden valt van de concentratie van natuurlijk uranium.

- 2 Plaatselijk, dat wil zeggen binnen een afstand van enkele meters rond inslagen van DU-munitie zijn besmettingen met DU gemeten.
- 3 Deze besmetting zal in geen geval een stralingsdosis (effectieve dosis) veroorzaken groter dan 1 mSv (dosislimiet voor leden van de bevolking). Ook het radiologische risico van het aanraken en daarna inslikken van besmette grond is van geringe betekenis.
- 4 Met DU besmet water, melk, voorwerpen of gebouwen zijn niet aangetroffen.
- 5 DU-patronenkoppen in de bodem kunnen in de toekomst grond- en drinkwater besmetten, waardoor het totale uraniumgehalte van grondwater met een factor 10 tot 100 zou kunnen toenemen. Dat zou kunnen leiden tot overschrijding van de WHO-norm voor drinkwater.

4.3.2 Risicoschatting

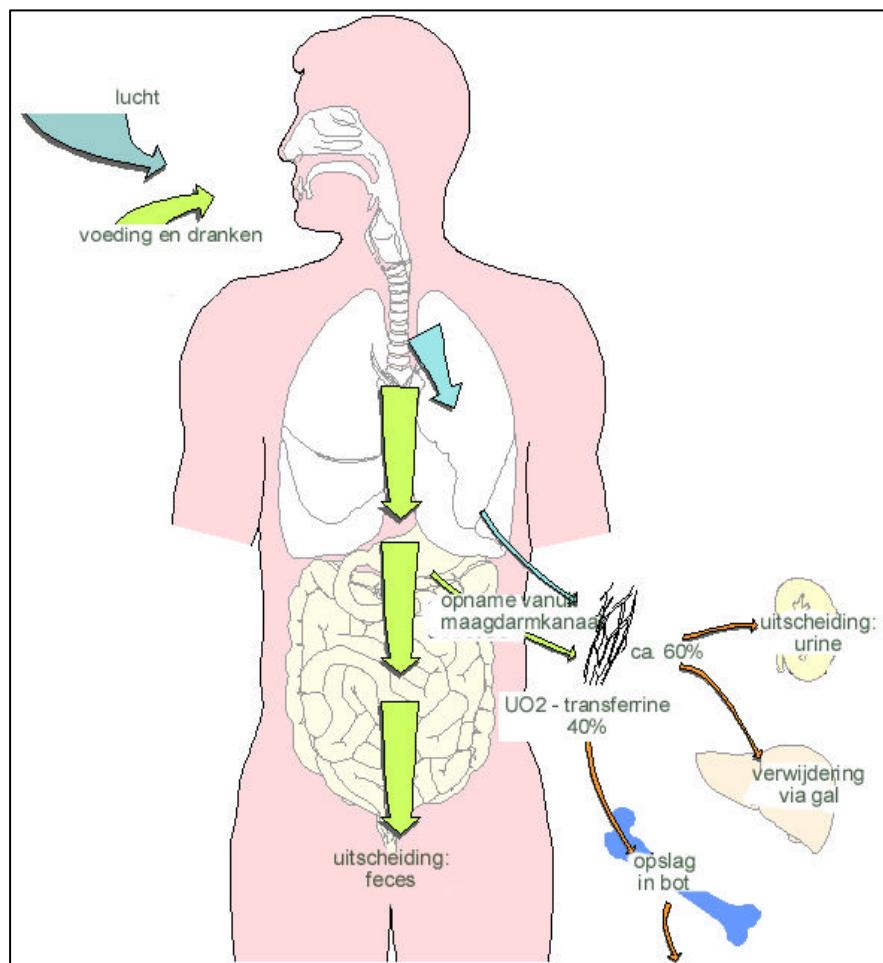
Naast metingen heeft de UNEP in haar rapport uit 1999 ook risicoschattingen gepubliceerd voor een zogeheten *Reference Case*.³ Het hiervoor gebruikte scenario en bijbehorende aannames bestond uit:

Tijdens aanval door drie vliegtuigen wordt in totaal 10 kg DU wordt 'verschoten'. Het getroffen object bestaat uit een of meer voertuigen en een gebied van 1000 m² raakt vervolgens besmet. De uit dit scenario voortvloeiende stralingsdoses zijn samengevat in bijlage C. Hieruit blijkt, dat de effectieve doses bij verblijf gedurende twee uur in het getroffen gebied tussen 0,1 en 10 µSv ligt. Hoewel het onwaarschijnlijk is dat iemand permanent nabij een getroffen object blijft wonen en permanent blootstaat aan door wind of mensen opgewaaid stof, dan nog zou in dit uitzonderlijke geval de jaardosis in de orde van grootte van 1 mSv zijn.

Brenk Systemplanung heeft een soortgelijk scenario ontwikkeld. Ook de op grond van het Euratom-verdrag ingestelde commissie van deskundigen gaat in haar beschouwing over DU van dit scenario uit.⁴¹

Opname, verdeling en uitscheiding

Kennis van de opname, verdeling en uitscheiding van uranium in het lichaam is van belang om veiligheidscriteria vast te kunnen leggen, zoals limietwaarden voor opname van uranium per jaar, maar ook om de blootstelling te kunnen evalueren na opname van een hoeveelheid uranium. Voor deze processen zijn modellen ontwikkeld, onder meer door de ICRP.^{42,42,43} Deze modellen omvatten een schematische beschrijving van de longen, van het maagdarmkanaal en van het overige organisme. In dit hoofdstuk beschrijft de commissie de processen die bij de opname, verdeling en uitscheiding van uranium een rol spelen. Ter illustratie wordt in weergegeven hoe na inneming via voedsel of lucht uranium zich verdeelt in het menselijk lichaam en vervolgens wordt uitgescheiden. De lotgevallen van uranium zijn overigens in sterke mate afhankelijk van de chemische vorm waarin het element wordt ingeademd of ingeslikt.



Figuur 5-1 Inneming, verdeling en uitscheiding van uranium in het lichaam.

5.1 Inhalatie

Ingeademde aërosoldeeltjes zetten zich voor een deel af in de luchtwegen. De rest verdwijnt weer bij uitademen. De plaatsen waar de deeltjes zich hechten hangt af van de deeltjesgrootte, gekenschetst door de zogeheten aërodynamische diameter. Van de deeltjes met een aërodynamische diameter groter dan 10 μm die niet weer direct worden uitgeademd, wordt 95 procent afgezet in het bovenste deel van de ademhalingsorganen. De meeste van die deeltjes geraken dan in de keelholte en worden vervolgens ingeslikt of uitgeblazen via de neus. Kleinere deeltjes zetten zich in de

longen af. Deeltjes kleiner dan 0,5 μm komen voornamelijk terecht in de alveolen (longblaasjes) en lossen daar snel of geleidelijk tot vrijwel niet op.

Het transport vanuit de longen naar de bloedbaan hangt af van de oplosbaarheid. Verbindingen, zoals uraniumoxiden en metallisch uranium, lossen slechts zeer langzaam op en kunnen jaren in de longen verblijven. Goed oplosbare verbindingen worden binnen enkele uren tot dagen in de bloedbaan opgenomen.

Ten behoeve van het schatten van de stralingsbelasting na inademing van radioactieve stoffen heeft de ICRP een 'longmodel' opgesteld.^{43,44} Volgens dat model wordt van het ingeademde uranium bij een gemiddelde deeltjesgrootte van 5 micrometer ongeveer driekwart direct uitgeademd; grofweg één kwart blijft achter in de longen. Voor aerosolen met een andere deeltjesgrootteverdeling kunnen deze fracties anders zijn. Van het deel dat in de longen achterblijft, geraakt 80 procent door 'ophoesten' in het maagdarmkanaal, waarna het overgrote deel wordt uitgescheiden en slechts een kleine fractie in het bloed terechtkomt. Van de ongeveer 20 procent die achterblijft in de longen, komt ongeveer drie kwart in de lymfeklieren terecht en wordt tenslotte ongeveer één kwart in het bloed opgenomen. Minder dan 1 procent van het geïnhaleerde uranium vindt uiteindelijk zijn weg naar de nieren.

Met betrekking tot de oplosbaarheid worden in het model van de ICRP drie klassen verbindingen onderscheiden: F, M, en S, die overeenkomen met respectievelijk een snelle, matig snelle en langzame eliminatie uit de longen (zie *Tabel 2-2*). De uraniumoxiden behoren tot klasse S en de meeste hexavalente verbindingen zoals UF_6 tot klasse F. De verblijftijd in de longen is bepalend voor de stralingsdosis, niet alleen voor die in de longen maar ook voor de stralingsdosis over het gehele lichaam (effectieve dosis). Zo bedraagt bij inhalatie van 1 Bq U-238-verbindingen van klasse F de effectieve volgdosis^a 0,58 μSv , terwijl dit voor de slecht oplosbare verbindingen van klasse S voor aerosoldeeltjes met een aerodynamische diameter van 5 μm met 5,7 $\mu\text{Sv/Bq}$ een orde van grootte hoger is.^b

5.2 Ingestie

De toxiciteit van een uraniumverbinding bij ingestie wordt voor een groot deel bepaald door de oplosbaarheid in water en het daarmee samenhangende gemak van opname uit het maagdarmkanaal. Uraniumoxides zijn slecht oplosbaar en worden daarom nauwelijks opgenomen door de darmwand, maar direct uitgescheiden met de feces. Behalve door de oplosbaarheid wordt de absorptie in het maagdarmkanaal ook bepaald door de deeltjesgrootte. Leggett en Harrison schatten dat de gemiddelde opname in de

^a Zie begrippenlijst.

^b De waarden zijn berekend voor beroepsmatige blootstelling.

darmwand van uranium bij volwassenen ongeveer 1-1,5 procent is van de hoeveelheid uranium die zich van nature in voedsel en dranken bevindt.^{45,46}

In verband met de radiologische aspecten van uranium in het lichaam hanteert de ICRP⁴² voor de opname in het lichaam via ingestie een aangepaste versie van een model van Eve.⁴⁷ Het transport vanuit het maagdarmkanaal naar het bloed wordt in dit model beschreven met één parameter (f_1), de fractie die vanuit het maagdarmkanaal wordt geabsorbeerd; deze parameter wordt ook aangeduid als de biologische beschikbaarheid. Ze hangt af van de leeftijd en het voedingspatroon en van de chemische en fysische vorm van het uranium. Volgens het model is de hoeveelheid uranium die in organen zoals dikke darm, lever en nieren terechtkomt, evenredig met f_1 . De meestal gebruikte waarden voor f_1 zijn:⁴²

- 0,02 (2 procent) voor verbindingen van klasse F (de meeste goed oplosbare zeswaardige verbindingen zoals UF_6 , UO_2F_2 en $\text{UO}_2(\text{NO}_3)_2$) en van klasse M (minder goed oplosbare verbindingen zoals UO_3 , UF_4 , UCl_4 en de meeste zeswaardige verbindingen die niet tot klasse F behoren)
- 0,002 (0,2 procent) voor verbindingen van klasse S (zeer weinig oplosbare verbindingen zoals UO_2 en U_3O_8).

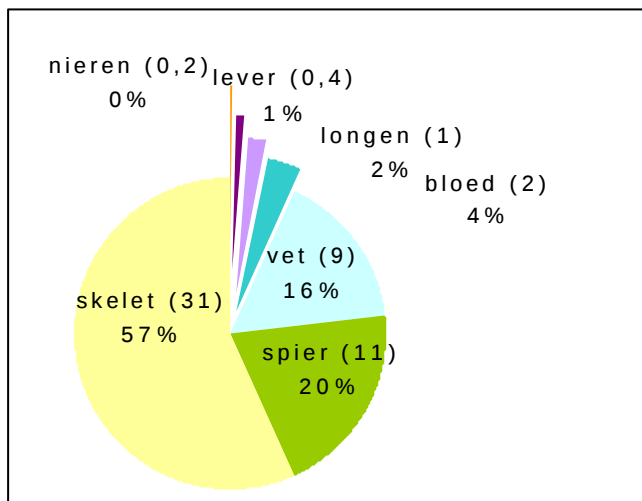
De stralingsdosis (effectieve volg dosis) van de weinig oplosbare verbindingen van klasse S per Bq ingeslikt U-238 is 0,0076 μSv , een orde van grootte lager dan de overeenkomende waarde voor de goed oplosbare verbindingen van klasse F (0,044 $\mu\text{Sv/Bq}$).^a

5.3 Verdeling

Door de voortdurende inneming van natuurlijk uranium met, vooral, voedsel en drank ontstaat er een evenwicht tussen inneming en uitscheiding. Dat leidt tot een min of meer constante concentratieverdeling van (natuurlijk) uranium in het lichaam. Deze verdeling is afhankelijk van de uraniumgehalten in het voedsel en het drinken en van persoonskenmerken. Een indruk geeft Figuur 5-2.

Vanuit het maagdarmkanaal of de longen geabsorbeerd uranium komt in de bloedcirculatie en wordt snel afgezet in weefsels, hoofdzakelijk in het bot, dan wel uitgescheiden in de urine. Het is waarschijnlijk dat in het lichaam oxidatie van vierwaardig uranium naar de zeswaardige vorm plaatsvindt.⁴⁸ Uranylionen vormen gemakkelijk stabiele complexen met bicarbonaat-, carbonaat- en fosfaationen en met eiwitten, in het bijzonder met transferrine.⁴⁹

^a De waarden zijn berekend voor beroepsmatige blootstelling.



Figuur 5-2 Verdeling van uranium in het menselijk lichaam.
Tussen haakjes de massa in mg.⁴⁹

Het niet aan transferrine gebonden uranium wordt gefilterd in de nieren ter hoogte van de glomerulus, waarna het in de tubulaire vloeistof terechtkomt. De positief geladen uraniumionen kunnen zich binden aan negatief geladen bindingsplaatsen (fosfolipiden) ter hoogte van de gestreepte zoom van de proximale tubulaire cellen. Het wordt in deze cellen opgenomen door middel van endocytose en komt elders in de lysosomen terecht. Vanuit deze organellen kan een deel van het uranium zich gaan binden aan andere organellen zoals de kernen de mitochondriën. De hoeveelheid uranium die in de urine terechtkomt, is afhankelijk van de zuurgraad en de concentratie bicarbonaat in de tubulaire vloeistof. Hoe lager de zuurgraad van de urine hoe belangrijker de dissociatie van het UO_2 -bicarbonaatcomplex en hoe meer uranium in de vorm van positieve ionen zich kan binden met de celmembranen van de tubulaire cellen.

Het in het bloed circulerende uranumbicarbonaatcomplex $[(\text{UO}_2\text{HCO}_3)^+]$ dissocieert niet in de zachte weefsels en zet zich daarom daar ook niet in af. In bot zal het complex wel uiteenvallen⁵⁰ waarbij het uranylion

- op alle plaatsen met botvocht kan terechtkomen, zoals in de *canaliculi*^a
- kan participeren in ionenuitwisselingsprocessen op gemineraliseerde botoppervlakken
- na accumulatie op botgroeiplaatsen worden bedekt onder nieuw bot.^{46,51}

^a kleine kanalen in het bot

Uranium zal in het lichaam, voor zover niet uitgescheiden via de urine, dan ook accumuleren in het bot.

Bloed wordt snel gezuiverd van uranium: 99,9 procent verdwijnt binnen 24 uur uit het bloed. Na intraveneuze injectie van uranylverbindingen bleek de helft te worden uitgescheiden in de urine en de rest achter te blijven in weefsels (22% in het skelet en 21% in de nieren).⁵² Daaruit valt een halfwaardetijd van maximaal 5 uur af te leiden.

Echter, berekening van de halfwaardetijd voor eliminatie uit de nieren van 6 dagen en uit botweefsel van 1500 dagen met behulp van het door ICRP gehanteerde kinetische mode, geeft aan dat de snelle eliminatie uit bloed en intraveneuze toediening voor een groot deel is toe te schrijven aan diffusie van uranylionen uit het bloed naar organen en weefsels. Nadat evenwicht is bereikt tussen de concentraties binnen en buiten de bloedbaan zal een veel langere halfwaardetijd voor eliminatie optreden, omdat nu uit een veel groter verdelingsvolume wordt geëlimineerd. Dit betekent dat bij chronische blootstelling cumulatie in de nieren en in botweefsel kan optreden. Bij inhalatie en orale opname zal een ander concentratieverloop optreden, omdat dan de resorptiesnelheid bepalend zal zijn voor het concentratieverloop van uranylionen in bloed. Daardoor zal ook de verdeling over weefsels bij chronische blootstelling door inhalatie en ingestie heel anders zijn dan na acute intraveneuze toediening (Figuur 5-2).

Leggett meende dat de in experimenteel onderzoek waargenomen snelle verwijdering van uranium uit het bloed gedurende de eerste minuten na injectie het gevolg is van de hoge filtratiesnelheid in de nieren en de hoge diffusiesnelheid van het plasma in de extracellulaire vloeistof.⁵³ De langzamere verwijdering daarna zou samenhangen met

- het binden aan plasma-eiwitten die uranium kunnen vasthouden, niet worden gefilterd door de nieren en een beperkte beweging hebben in de extracellulaire ruimte
- het binden aan membranen van rode bloedcellen
- het terugkeren van uranium uit de extracellulaire ruimtes naar het plasma.

Er zijn slechts weinig gegevens beschikbaar over de relatie tussen de opname van uranium vanuit het maagdarmkanaal en het uraniumniveau in bloed. Leggett leidde theoretisch af dat bij ingestie van 1,75 µg uranium per dag en een absorptie vanuit het maagdarmkanaal van 2 procent de uraniumconcentratie in bloed uitkomt op 0,6 ng/L.⁵³

Er is veel experimenteel werk gedaan aan de bepaling van de verdeling van uranium na kortdurende blootstelling via verschillende wegen van toediening: intraveneus⁵², intraperitoneaal⁵⁴ en oraal^{55,56}. Van belang voor beroepsmatige blootstelling is vooral de langdurige inhalatie van met uranium besmette lucht in werkruimten. Kathren en collega's onderzochten de verdeling van uranium in weefsels

van een beroepsmatig blootgestelde werknemer.⁵⁷ Het ging hier om een 50-jarige man die tijdens het werk aan een hartstilstand overleed. Hij was als *operator* vele jaren werkzaam geweest in de uraniumprocesindustrie en daar blootgesteld aan zowel verarmd als 4% verrijkt uranium. De uraniumconcentraties in zijn urine lagen tussen 5 en 20 µg/L; de uitscheiding via de urine gedurende 13 jaar was redelijk constant en werd geschat op gemiddeld 4 mg uranium per jaar. De uraniumverdeling in de organen van de overledene was: skelet:lever:nieren — 63:2,8:1. Uit ‘borst-tellingen’ in de 10 jaar voorafgaande aan het overlijden kon worden afgeleid dat de totale hoeveelheid uranium in het lichaam tweemaal zo hoog was als die werd vastgesteld na overlijden in de longen en lymfklieren tezamen.

Uraniumconcentraties die zijn gevonden in bot en in andere weefsels, zijn vermeld in Tabel 3-1. Die concentraties staan hoofdzakelijk in verband met ingestie van uranium via drinkwater en voedsel. Inhalatie speelt hierbij nauwelijks een rol. De karakteristieke hoeveelheid uranium in een ‘standaardmens’ van 70 kg is 90 µg.³⁶

5.4 Uitscheiding

In 3.6 zijn gegevens vermeld over waargenomen concentraties in urine in normale omstandigheden. Bij mensen die wonen in streken met normale achtergrondgehalten bedraagt de gemiddelde concentratie in de urine ongeveer 15 ng/L (0,2 mBq/L U-238).¹⁷ De ICRP gaat uit van karakteristieke concentraties tussen 40 en 400 ng/L (0,5 tot 5 mBq/L).³⁶

Al in een vroeg stadium van het toepassen van uranium is getracht een relatie te vinden tussen de uraniumconcentratie in de ingeademde lucht en de uraniumconcentratie in de urine van blootgestelde werknemers. Het onderzoek had betrekking op werk in fabrieken met blootstelling aan het onoplosbare UO₂ en het oplosbare UF₄ en UF₆. Lippman en collega’s vonden voor uranium in oplosbare vorm dat de concentratie in de urine aan het eind van de werkweek evenredig was met de concentratie in de lucht; de concentratie bereiken in urine en lucht bedroegen, respectievelijk, ongeveer 25 µg/L tot 1000 µg/L en 10 µg/m³ tot 500 µg/m³. Zo’n verband werd niet gevonden in gegevens afkomstig van urinemonsters van aan slecht oplosbaar uranium blootgestelde werknemers.⁵⁸

Het uranium dat in de nieren terechtkomt, wordt, zoals in 5.3 al is aangeduid, uitgescheiden in twee fasen. Tijdens de eerste, snelle fase wordt 70 procent uitgescheiden in de eerste 24 uur na toediening, gevolgd door een langzame fase met een halveringstijd van maanden. De halveringstijd van uranium onder condities van normale dagelijkse opname loopt naar schatting uiteen van 180 tot 360 dagen.⁴⁸ Als voorbeeld wordt in het RAND-rapport⁵ het geval beschreven van een werknemer die na

een explosie slecht oplosbaar uraniummetaal in poedervorm inademde. De uraniumexcretie in de urine bleek in de eerste tien dagen na het ongeval zeer snel te dalen, van meer dan 2000 tot ongeveer 30 µg/L urine, waarna de daling trager verliep om uit te komen op ongeveer 10 µg/L 72 dagen na de explosie.⁵⁹

In het uitzonderlijke geval van de voortdurende opname van uranium door (ex-)militairen met DU-scherven in het lichaam, is de uraniumconcentratie in de urine permanent verhoogd. In 1993/1994 was de excretie van uranium bij van wel en niet getroffen militairen respectievelijk 4,47 en 0,03 µg/g creatinine. In 1995 bedroegen deze waarden 6,40 en 0,01 µg/g creatinine.⁶⁰

Samenvattend constateert de commissie dat uranium dat in de longen, het maagdarmkanaal of de huid geraakt, voor een deel in het lichaam wordt opgenomen. Via de bloedcirculatie wordt een fractie betrekkelijk snel uitgescheiden met de urine. Het resterende deel zet zich voornamelijk af in het bot.

Onder de algemene bevolking is de dagelijkse opname en excretie van uranium tamelijk constant. Bij beroepsmatige blootstelling zal dat niet of in mindere mate het geval zijn.

Gezondheidseffecten van verarmd uranium

Bij het beoordelen van de gezondheidseffecten van blootstelling aan natuurlijk en verarmd uranium speelt naast de radiologische toxiciteit de chemische toxiciteit van de stof een belangrijke rol. Bij de blootstelling aan straling gaat de aandacht in de eerste plaats uit naar het mogelijk verhoogd optreden van kanker, in het bijzonder longkanker na inademing en botkanker na ingestie van uraniumhoudende verbindingen. Zoals ook voor andere zware metalen zijn de nieren en de lever naar verwachting doelorganen voor de chemisch-toxische werking van uranium. Al rond 1850 werd verondersteld dat uranium glucosurie^a en andere nierfunctiestoornissen kon veroorzaken.⁶¹

Er is veel epidemiologisch onderzoek gedaan naar de effecten van beroepsmatige blootstelling aan natuurlijk (en verrijkt) uranium. Dit onderzoek wordt besproken in diverse overzichtspublicaties.^{5,6,7} De aard van door blootstelling aan DU te verwachten effecten is gelijk aan die van blootstelling aan natuurlijk uranium. De bestudeerde groepen waren veelal gedurende zeer lange periodes blootgesteld aan verhoogde concentraties uranium in de uraniumprocesindustrie. Verder zijn in de literatuur enkele gevallen van acute blootstelling aan uranium door arbeidsongevallen beschreven. Daarnaast is veel onderzoek verricht aan de effecten van uranium bij dieren. Hursh en Spoor publiceerden in 1973 een uitgebreid overzicht van dierexperimenten met uranium.⁶²

^a Verhoogde uitscheiding van glucose in de urine.

6.1 Kanker

Uranium zou zowel via chemisch-toxische als via radiotoxische mechanismen kanker kunnen veroorzaken. Het reactieve uranylion kan aanleiding geven tot de vorming van verbindingen die het DNA kunnen beschadigen. Resultaten van onderzoek op dit gebied zijn onder meer te vinden in het RAND-rapport.⁵ De conclusie van de auteurs van die publicatie is dat de meeste onderzoeken geen effect laten zien van structurele schade op histologisch niveau, maar dat sommige uraniumverbindingen zoals uranylmetaat in *in vitro*-onderzoek^a genotoxisch blijken te zijn.

Ioniserende straling kan kanker induceren. In onderzoek onder uraniummijnwerkers zijn chromosoomafwijkingen en DNA-beschadigingen gevonden hetgeen hiermee in overeenstemming is. Het is echter waarschijnlijk dat deze vormen van schade aan andere vormen van radioactiviteit moeten worden toegeschreven, in het bijzonder aan radonvervalproducten. Daarnaast kunnen ook roken en potentieel genotoxische micro-organismen (*Aspergillus* en *Penicillium*) een rol spelen.⁷

De auteurs van het *Toxicological profile for Uranium* concluderen dat er geen aanwijzingen zijn gevonden voor de veronderstelling dat blootstelling aan verarmd of natuurlijk uranium via ingestie kanker bij de mens veroorzaakt.⁷

6.1.1 Longkanker

Honden en apen die aan hoge uraniumconcentraties in de lucht waren blootgesteld, vertoonden soms minimale fibrose in de tracheobronchiale lymfeklieren (apen ook in de longen). De stralingsdosis (geabsorbeerde dosis) door alfadeeltjes was in dit geval groter dan 5 Gy in de longen en 70 Gy in de lymfeklieren. Longfibrose is te verwachten na kortstondige blootstelling aan een hoog dosistempo.⁵ Een geringe doch significante toename van longkanker is geconstateerd bij honden na langdurige blootstelling via inhalatie aan natuurlijk uraniumoxide.⁶³

Uit de meeste epidemiologische onderzoeken naar sterfte aan longkanker bleek geen aan de blootstelling aan uranium gerelateerde sterfte. Veel van deze onderzoeken hadden betrekking op aanzienlijke aantallen werknemers en kenden een lange periode van follow-up. Dupree en collega's onderzochten in een patiënt-controle-onderzoek 787 gevallen van longkanker in vier bedrijven waar met uranium werd gewerkt.⁶⁴ Tot een longdosis (geabsorbeerde dosis) van 250 mGy wezen de gegevens niet op een toename van het longkankerrisico. Bij hogere doses leek de kans op longkanker toe te nemen, maar was het aantal gevallen te klein om een conclusie te trekken. Ritz

^a Onderzoek met cellen en weefsels.

beschreef een statistisch significant verhoogde sterfte aan longkanker in een kleine groep personen met een ruw geschatte cumulatieve longdosis van 200 mGy^a en meer.⁶⁵ Bij lagere doses was dat niet het geval. De zeggingskracht van deze bevinding is echter niet groot, daar het slechts om drie extra gevallen van longkanker gaat, terwijl de onderzoeker niet kon corrigeren voor rookgewoonten.⁶ Bij mensen die tijdens militaire operaties of na uraniumbranden uranium in onoplosbare vorm hadden ingeademd, zijn geen extra gevallen van longkanker gevonden. Uit de literatuur blijkt alleen een verhoogd risico voor personen blootgesteld aan verrijkt uranium.⁵

Een commissie van het *Institute of Medicine* in de VS concludeerde onlangs, mede op grond van het zojuist beschreven onderzoek, dat er enige aanwijzingen uit epidemiologisch onderzoek zijn dat inademing van uranium *niet* leidt tot een verhoogd risico op longkanker, althans voor longdoses kleiner dan de bovengenoemde 200 mGy. Voor hogere cumulatieve blootstellingwaarden laat het epidemiologisch onderzoek geen uitspraak over een invloed van blootstelling aan uranium op het optreden van longkanker toe.⁶

6.1.2 Huidkanker

Uit epidemiologisch onderzoek is niet gebleken dat blootstelling aan uranium huidkanker veroorzaakt. Het verhoogd voorkomen van huidkanker bij Tsjechische en Chinese mijnwerkers blootgesteld in uraniummijnen moet worden toegeschreven aan blootstelling aan arsenicum.⁶

6.1.3 Botkanker

Uranium hoopt zich —zoals gezegd— in het lichaam op in het bot. Volgens berekening veroorzaakt een gebruikelijke dagelijkse inname (zie Tabel 3-3) van 1,4 µg (35 mBq) via voedsel en drinkwater een jaarlijkse alfadosis in het skelet van 0,25 µGy.³⁷ Uitgaande van de afwezigheid van een drempeldosis en een lineair verband tussen stralingsdosis en kankerrisico, zouden er daardoor een tot twee extra gevallen van botkanker (osteosarcoma) voorkomen onder een miljoen personen bij levenslange inname. Dat is in de praktijk niet aantoonbaar (in Nederland bedraagt het aantal gevallen van botkanker ongeveer vier per miljoen inwoners per jaar). Overigens zijn er aanwijzingen dat deze specifieke vorm van kanker bij genoemde doses van alfadeeltjes niet optreedt, maar pas boven doses van ongeveer 10 Gy.⁵

^a De publicatie van Ritz en collega's geeft de longdosis in millisievert. Navraag bij de auteurs leerde echter dat zij de geabsorbeerde dosis in gray met een stralingseffectiviteitsfactor van 1 hadden omgerekend naar een equivalente dosis in sievert. De stralingseffectiviteitsfactor van alfadeeltjes is echter aanzienlijk groter dan één.

6.1.4 Leukemie

De inductie van leukemie is onderzocht bij groepen personen werkzaam in de uraniumprocesindustrie.⁷ Slechts in één van deze patiënt-controle-onderzoeken wordt melding gemaakt van een toename van sterfgevallen ten gevolge van leukemie.⁶⁶ Het ging hier echter om personen die tevens blootgesteld waren aan externe gammastraling met een bereik van 1,2 tot 193 mSv voor de cumulatieve dosis, wat het lastig maakt om de invloed van uranium op te sporen, te meer omdat bij een aantal van deze leukemiegevallen inwendige besmetting met, naast natuurlijk uranium, splijttingsproducten, plutonium en verrijkt uranium had plaatsgevonden. Een waarneembare verhoging van het aantal gevallen van leukemie na inhalatie van onoplosbare uraniumverbindingen is overigens moeilijk voorstelbaar gezien de geringe beenmergdosis bij inhalatie vergeleken met de volgdosis voor de longen (0,049 en 67 $\mu\text{Sv/Bq}$ U-238 respectievelijk^a) waaruit blijkt dat in dit geval de volgdosis voor het beenmerg minder dan 1 promille is van de volgdosis voor de longen. Hieruit volgt dat de waarschijnlijkheid van leukemie-inductie per geïnhaleerde hoeveelheid onoplosbaar uranium drie ordes van grootte kleiner is dan voor longkanker. Voor oplosbare verbindingen is de volgdosis nog kleiner dan voor slecht oplosbare verbindingen.

6.1.5 Andere vormen van kanker.

Behalve de bovengenoemde vormen van kanker is ook het verband tussen andere kwaadaardige aandoeningen en blootstelling aan verarmd uranium onderzocht. Het RAND-rapport vermeldt dat onder ratten die waren blootgesteld aan hoogverrijkt uranium (92,8% U-235) een verscheidenheid aan vormen van kanker optrad, waaronder leukemie en long- en nierkanker.⁵ Aangezien DU aanzienlijk minder radioactief is dan verrijkt uranium, hebben deze bevindingen weinig zeggingskracht voor de gevolgen van blootstelling aan DU. De ontwikkeling van kanker van de lymfeklieren is in verband gebracht met inhalatie van uranium.⁷ Onder 2002 werknemers in de uraniumindustrie werden zes sterfgevallen aan deze vorm van kanker gevonden, hetgeen de verwachte waarde van gemiddeld 2,6 overtreft.^{67b} De latentieperiode was 20 jaar. In een ander onderzoek onder uraniumwerkers werd een lichte toename geconstateerd van sterfte door tumoren van het lymfatische en bloedvormend weefsel.⁶⁸ De onderzoekers wijten dit aan bestraling van de lymfeklieren door thorium-230, een

^a Volgens de ICRP komt de gevoeligheid van de longen overeen met die van het beenmerg. Zie ook bijlage D.

^b Overigens zijn deze gegevens voor zover de commissie bekend niet gepubliceerd in de *peer reviewed* literatuur.

vervalproduct van U-234 en behorend tot de U-238-vervalketen; in DU is dit radionuclide praktisch afwezig (zie ook bijlage B).

6.2 Nieraandoeningen

In veel experimenten met honden, ratten en konijnen zijn acute nierfunctiestoornissen gevonden na blootstelling aan onder meer uranylzouten. De gevoeligheid voor deze verbindingen varieert sterk, waarbij ratten veel gevoeliger blijken te zijn dan konijnen. Gartland en collega's vonden dosisafhankelijke effecten bij toediening aan ratten van uraniumdoses van 3, 6 en 12 mg uranium per kg in de vorm van uraanyl nitraat.⁶⁹ Zij namen met toenemende dosis een verlaging waar van de concentraties van citraat, creatinine en 2-oxoglutaraat en een toename van de concentratie van 3-D-hydroxybutyraat in de urine.

Sterfte door het falen van de nierfunctie na inademing van uraniumverbindingen is geconstateerd bij proefdieren, zij het bij voor de praktijk zeer hoge concentraties. Zo overleed 50 procent van de ratten die gedurende tien minuten waren blootgesteld aan een uraniumconcentratie van 8,1 g/m³.^{7,70}

Ongevallen bij het werk die leidden tot uraniumconcentraties in de urine van om en nabij 2 mg/L, veroorzaakten voorbijgaande nierfunctiestoornissen.⁴⁹ Ook blijkt er een verband te zijn tussen uranium in drinkwater en verhoogde concentraties van het eiwit albumine in urine van mensen, overigens zonder dat ziekteverschijnselen werden waargenomen.⁷¹ Het onderzoek van Kathren aan nierweefsel verkregen na autopsie van werknemers uit de uraniumindustrie heeft geen aanwijzingen opgeleverd van nierschade na langdurige blootstelling aan uranium.^{57,72}

In 1998 verscheen een publicatie van Zamora en collega's over onderzoek naar de nierfunctie na levenslange blootstelling aan natuurlijk uranium in drinkwater.⁷³ De hoogst blootgestelde groep —de onderzoeksgroep— nam 3-570 µg uranium per dag in, terwijl de controlegroep 0,3-20 µg per dag binnenkreeg. De concentraties van verscheidene *biomerkers*^a in de urine bleken in verband te staan met de uraniuminneming, maar bleven wel binnen de normale variatie. Verder bleek er geen verband te zijn tussen de inneming van uranium en de eiwitconcentratie in de urine. Informatie in hoeverre de gevonden correlaties wijzen op blijvende schade door uraniumingestie ontbreekt.

Deze laatste opmerking geldt voor de meeste epidemiologische dwarsdoorsnede-onderzoeken van de afgelopen 20 jaar onder personen die waren blootgesteld aan

^a Biomerkers zijn verbindingen waarvan de concentratie in het lichaam of in uitscheidingsproducten informatie verschaft over de blootstelling aan een bepaalde stof dan wel een door die stof veroorzaakt biologisch effect.

potentiële nefrotoxische^a stoffen. In talrijke gevallen werd een verband gevonden tussen de blootstelling en afwijkingen in de urinesamenstelling. Deze afwijkingen bestonden meestal uit een verhoogde concentratie van laagmoleculaire eiwitten die in normale omstandigheden voor het grootste gedeelte na filtratie geabsorbeerd worden ter hoogte van de proximale tubulus. In sommige onderzoeken is gebruik gemaakt van *biomarkers* in de urine, meestal in de vorm van membraaneiwitten^b. Slechts in uitzonderlijke gevallen, bijvoorbeeld bij blootstelling aan cadmium, werd nagegaan in hoeverre deze bepalingen uitsluitel geven over mogelijke nierschade (door het volgen van de blootgestelde populatie gedurende meerdere jaren). Daarbij bleek dat verhoogde eiwitconcentraties geen indicatie zijn voor het optreden van nierschade.⁷⁴ De betekenis van micro-albuminurie als voorspeller van diabetische nefropatie is hierop een uitzondering.⁷⁴

Uit onderzoek met proefdieren blijkt dus dat blootstelling aan uranium bij grote inneming (in de orde van grootte van milligrammen uranium per kg lichaamsgewicht) veranderingen in het functioneren van de nieren veroorzaakt en bij zeer hoge blootstelling leidt tot acute nierinsufficiëntie. Bij het onderbreken van de blootstelling blijkt bijna steeds de nierfunctie weer te herstellen. Onder chronisch aan verhoogde concentraties van uranium blootgestelde bevolkingsgroepen lijkt geen verhoogde frequentie van chronische nierinsufficiëntie voor te komen. Ook bij oorlogsveteranen met uraniumhoudende scherven in het lichaam zijn daarvan geen tekenen.⁶⁰

6.3 Leveraandoeningen

Uit dierproeven blijkt dat hoge uraniumdoses de lever kunnen beschadigen.⁷ Als voorbeeld vermeldt de commissie een onderzoek van Domingo en collega's.⁷⁵ Bij Sprague-Dawley-ratten zijn na eenmalige toediening van doses van 5,6 en 118 mg uranium per kg in de vorm van uranylacetaatdihydraat microhemorragiehaarden in de lever waargenomen.

Betrouwbaar onderzoek naar effecten van uranium op de lever bij de mens ontbreekt. Wel is een geval bekend van een man die met opzet 15 g uranylacetaat opdrook in combinatie met een onbekende hoeveelheid benzodiazepine, in een poging tot zelfdoding.⁷⁶ Uranylacetaat is goed oplosbaar in water en wordt daardoor sneller vanuit het maagdakanaal geabsorbeerd dan slecht oplosbare verbindingen. Deze patiënt vertoonde leverstoringen van tijdelijke aard; zes maanden na ingestie waren de tekenen van leverschade verdwenen.

^a giftig voor de nieren

^b Eiwitten afkomstig van het membraan van cellen van een bepaald segment van het nefron.

Tot nu toe zijn geen leveraandoeningen geconstateerd onder veteranen van de Golfoorlog of beroepsmatig aan uranium blootgestelde personen.⁵

6.4 Effecten op de voortplanting

Effecten op de voortplanting en ontwikkeling kunnen worden onderscheiden in schade aan het voortplantingssysteem, veranderingen van het genetisch materiaal die kunnen leiden tot geboortedefecten, en nadelige effecten op de ontwikkeling van de foetus en de baby. Hierbij dient zowel met een radiotoxische als een chemisch-toxische werking rekening te worden gehouden.

De door inname van uranium veroorzaakte stralingsdoses in de voortplantingsorganen zijn gering ten opzichte van de natuurlijke achtergrond dosis of variaties daarin.⁵ Dat geldt ook voor groepen personen die aan DU zijn blootgesteld, zoals de militairen die tijdens de Golfoorlog hebben gediend. Onder de kinderen van de (ex-)militairen met DU-scherven in het lichaam zijn geen geboortefwijkingen geconstateerd; het aantal van 17 geboortes zonder afwijking op 33 (ex-)militairen is echter te gering om statistisch betekenisvolle uitspraken te doen.⁵

De conclusie uit zowel de beschikbare epidemiologische gegevens als uit dierproeven is dat er op dit moment geen aanwijzingen zijn om te veronderstellen dat bij blootstellingsniveaus, zoals die onder andere na militair gebruik van DU voorkomen, effecten op de voortplanting, ontwikkeling of van genotoxische aard ontstaan.

6.5 Andere gezondheidseffecten

De literatuur over andere gezondheidseffecten dan hierboven besproken die met blootstelling aan uranium in verband kunnen worden gebracht, is schaars. Zo zijn bij uraniummijnwerkers effecten op het bloed gevonden, zoals verschillen in hemoglobineconcentratie en aantal rode bloedcellen. Deze effecten zijn echter niet bevestigd in ander onderzoek; de gevonden waarden bleven binnen de normale variatie, terwijl niet zeker was of de blootstelling aan uranium voor de waargenomen verschijnselen verantwoordelijk was.^{5,77}

Effecten op het menselijk immuunsysteem of het zenuwstelsel zijn niet gevonden.^{66,78}

Er is een geval bekend van een vrijwilliger die via ingestie werd blootgesteld aan een dosis uranylmetaat van 14,3 mg/kg.⁷⁹ Dat leidde binnen enkele uren tot misselijkheid, overgeven en diarree. Een etmaal later echter waren alle waarneembare effecten verdwenen.

De opstellers van het rapport van het Amerikaanse *Institute of Medicine* trekken als conclusie dat er onvoldoende aanwijzingen zijn om te kunnen bepalen of er al dan niet een verband bestaat tussen blootstelling aan uranium en de hier bedoelde aandoeningen van het zenuwstelsel, longaandoeningen, maagdarmklachten, aantasting van het immuunsysteem, invloed op bloedsamenstelling, hart- en vaatziekten, oogaandoeningen en spierziekten.⁶

Acute sterfte

Bij proefdieren is sterfte ook geconstateerd na orale toediening van hoge doses.⁷ Zo overleden alle ratten in een 30 dagen durend onderzoek met een die et dat 2 gewichtsprocenten uranium bevatte in de vorm van UO_3 .⁸⁰ Orale LD_{50} -waarden^a van 114 en 136 mg U per kg werden door Domingo en collega's gevonden respectievelijk bij mannelijke ratten en mannelijke muizen na eenmalige toediening van uranylacetaatdihydraat.⁷⁵

Orale blootstelling van mensen aan uranium heeft, voor zover bekend, nooit tot sterfte geleid. Wel zijn ongevallen gerapporteerd waarbij personen overleden na inhalatie van hoge concentraties van uraniumhexafluoride. In deze gevallen was de oorzaak van de sterfte beschadiging van de ademhalingsorganen door fluorwaterstof en niet de blootstelling aan uranium.³¹

6.6 Wondcontaminatie en in het lichaam ingekapselde DU-scherven

Tijdens de Golfoorlog zijn een aantal militairen getroffen door uraniumscherfjes, die zich sindsdien in hun lichaam bevinden. Dit leidt tot een aantoonbaar verhoogde uitscheiding van uranium via de urine. Hoewel deze (ex-)militairen een reeks van gezondheidsproblemen vertonen die direct lijken samen te hangen met hun oorlogsverwondingen, zijn er tot nu toe geen nierfunctiestoornissen gezien die in verband zouden kunnen worden gebracht met de (chemische) toxiciteit van DU. Ook vertonen deze personen geen verschijnselen die redelijkerwijs aan stralingsblootstelling kunnen worden toegeschreven. Wel is een verband geconstateerd tussen uraniumniveaus in urine en de uitkomsten van prestatietests (de prestatiescore nam af bij toenemende uranumblootstelling).⁸¹

Vanuit radiologisch gezichtspunt is van belang dat in de huid ingesloten DU-deeltjes de basaalcellen kunnen bestralen. Deze huidcellen zijn het gevoeligst voor huidkanker. Een fragment van 100 μm , bevattend 0,15 Bq aan uraniumactiviteit, is

^a LD_{50} – de dosis (toegediende hoeveelheid per eenheid van lichaamsgewicht) waarbij de helft van de proefdieren overlijdt

voldoende om alle cellen die zich binnen de reikwijdte van de alfadeeltjes (ongeveer 35 μm) bevinden te doden. In het geval van ingesloten scherven of splinters wordt de schade aan weefsel hoofdzakelijk veroorzaakt door de alfastraling. Dit staat in tegenstelling tot uranium dat zich buiten het lichaam bevindt, waar slechts de blootstelling door bèta -en gammastraling van belang is.

Uit de in dit hoofdstuk gepresenteerde gegevens blijkt dat uranium en uraniumverbindingen zowel een radiotoxische als een chemisch-toxische werking kunnen hebben. Bij de blootstellingsniveaus zoals die normaal onder de algemene bevolking voorkomen door ingestie en inhalatie van van nature aanwezig uranium, zijn echter geen aanwijzingen voor gezondheidsschade gevonden. Datzelfde geldt voor blootstelling in de uraniumindustrie en voor blootstelling door oorlogshandelingen. Gezondheidseffecten bij werkers in uraniummijnen zijn vrijwel zeker niet aan het uranium toe te schrijven, maar aan de inademing van vervalproducten van radon (en andere schadelijke milieufactoren).

Blootstellingslimieten

Alvorens de bevindingen over de gezondheidseffecten van blootstelling aan verarmd uranium samen te vatten, bespreekt de commissie kort de grondslag van de vigerende blootstellingslimieten voor uranium. Deze limieten zijn opgesteld met de bedoeling gezondheidsschade wegens blootstelling aan natuurlijk en verarmd uranium, zowel van chemisch-toxische als radiotoxische aard, te beperken. Vooraf wijst de commissie er op dat het begrip limietwaarde hier de betekenis heeft van: waarde die bij overschrijding moet leiden tot handelingen die een vermindering van de blootstelling tot gevolg hebben. Een limietwaarde is dus geen grens tussen ‘wel’ en ‘geen’ schade. De hier bedoelde limietwaarde voor de stralingsdosis, de zogeheten individuele dosislímiet, is de waarde die bij het streven om de stralingsdosis in de blootgestelde groep zoveel als redelijkerwijs mogelijk is te beperken, voor geen enkel individu in de groep mag worden overschreden. Een *threshold limit value* of een Maximaal Aanvaarde Concentratie van een stof voor beroepsmatige blootstelling is de waarde waaronder naar verwachting geen schade aan de blootgestelde wordt toegebracht (en in geval van de Nederlandse MAC-waarde ook niet aan diens nageslacht), ook al vindt de blootstelling gedurende het gehele arbeidsleven plaats.

7.1 Limietwaarde voor de stralingsdosis

Uit hoofdstuk 6 volgt dat er onvoldoende gegevens uit epidemiologisch of proefdieronderzoek naar de radiologische effecten van uranium zijn om er een afleiding van gezondheidkundige advieswaarden voor blootstellingslimieten op te kunnen baseren. De commissie sluit zich echter aan bij eerdere adviezen van de Gezondheidsraad, waarin als uitgangspunt werd genomen dat de effecten van ioniserende straling, in het bijzonder het tweeeegbrengen van kanker, kunnen worden beoordeeld op grond van de stralingsdosis.⁸² Deze benadering houdt in dat elke stralingsdosis een zeker risico met zich meebrengt, dat voor beschermingsdoeleinden kan worden gecijferd als een extra kans op kanker op latere leeftijd na blootstelling aan een effectieve dosis van 1 millisievert van 5 per 100 000.⁸³ Dit getal, dat de Gezondheidsraad⁸² eerder heeft ondersteund, is afgeleid onder veronderstellingen die veeleer tot een overschatting dan een onderschatting van het stralingsrisico leiden. Het totaal aantal in een doorsnee-populatie van 100 000 personen te verwachten overlijdensgevallen aan kanker bedraagt in Nederland 20 000 tot 30 000.

De ook door de Gezondheidsraad onderschreven, en in nationaal en internationaal in wetgeving verankerde, benadering is dat de stralingblootstelling zo laag als redelijkerwijs mogelijk moet worden gehouden —het ALARA-beginsel—, waarbij een beleidsmatig vastgestelde individuele limiet voor de effectieve dosis niet moet worden overschreden.^{11,82,83,84} Deze waarde van de individuele dosislimes is voor de algemene bevolking 1 mSv per jaar en voor beroepsmatig blootgestelden 20 mSv per jaar. Deze limieten gelden voor de blootstelling aan alle bronnen van ioniserende straling tezamen, voor zover de blootstelling in verband met menselijk handelen kan worden gebracht.

Overigens vermeldt de Nederlandse (in voorbereiding zijnde) regelgeving nog zogenoemde secundaire niveaus van 1 en 10 µSv voor de effectieve jaardosis ten gevolge van, respectievelijk, lozingen in water en lucht, en externe straling. Onder die niveaus heeft een verdere invulling van het ALARA-principe geen prioriteit meer.¹¹ Naast deze limietwaarden voor de effectieve dosis gelden voor blootgestelde werknemers limieten voor de equivalente orgaandosis per kalenderjaar van 500 mSv voor de huid^a en 150 mSv voor de ooglen. Voor de algemene bevolking zijn deze limieten een factor 10 lager: respectievelijk 50 mSv en 15 mSv.

De bovengenoemde dosislimes zijn, behalve in Nederland en de landen van de EU, in vele landen daarbuiten van toepassing. Bij blootstelling aan verarmd uranium

^a Gemiddeld over een huidoppervlak van 1 cm²

zal altijd sprake zijn van een verband met menselijk handelen. Die blootstelling zal dan ook niet mogen leiden tot overschrijding van de genoemde dosislimieten.

7.2 Limietwaarden gebaseerd op de chemische toxiciteit van uranium

Concentratie in de lucht

De huidige door de *American Conference of Governmental Industrial Hygienists* (ACGIH) vastgelegde maximaal toegestane concentratie in lucht (zogenoeten *Threshold Limit Value*, gemiddeld over een werkdag van 8 uur) voor beroepsmatige blootstelling aan verarmd- en natuurlijk-uraniumverbindingen is 200 µg/m³.⁸⁵ De waarde heeft zowel betrekking op oplosbare als op niet-oplosbare verbindingen. Ze is in gebruik sinds 1976 en wordt tot nu toe ook in Nederland gebruikt⁸⁶, maar staat in ons land momenteel ter discussie. In het kader van een herevaluatie van ‘oudere’ MAC-waarden heeft de Staatssecretaris van SZW ook de MAC-waarde voor uranium aan de Gezondheidsraad ter beoordeling voorgelegd.

De herkomst van deze waarde is niet geheel duidelijk, maar zij is hoogst waarschijnlijk gebaseerd op uitkomsten van zeer uitgebreide dierproeven die rond 1949 zijn gedaan aan de Universiteit van Rochester.⁵ De uitkomst was dat uranium werd geklasseerd als een toxische stof die de nier aantast. De limietwaarde voor luchtconcentraties is gebaseerd op twee uitgangspunten.⁸⁷

- Bij blootstelling onder het niveau van de maximaal toegestane concentratie in lucht moet de hoeveelheid uranium in de longen, in de nieren of in het bot geen radiologisch risico met zich meebrengen.
- De karakteristieke schade van uranium in de nieren is een betrouwbare indicator voor de chemische toxiciteit; een hoeveelheid van een oplosbare uraniumverbinding in de lucht die geen nierschade oplevert, is te beschouwen als een veilige concentratie.

Concentratie in de nieren

Een veelvuldig gehanteerde biologische grenswaarde voor de concentratie van uranium in de nieren is 3 µg per gram nierweefsel. Deze waarde is verkregen via van onderzoek aan de universiteiten van Rochester en Chicago, waaruit weliswaar geen duidelijke toxiciteitsdrempel voor uranium in nieren van dieren viel af te leiden, maar op grond waarvan wel kon worden gesteld dat 2-3 µg uranium per gram nierweefsel kan worden geaccumuleerd zonder ernstige effecten.⁶¹ Verder bleek dat concentraties van 2-6 µg/g in de nieren van mensen niet leidden tot vanuit gezondheidskundig oogpunt ernstige

effecten. Dit bracht de *International Commission on Radiological Protection* (ICRP) er in 1959 toe een op de chemische toxiciteit van uranium gebaseerde maximaal toegestane concentratie van 3 µg per g nierweefsel voor te stellen.⁶¹ Sindsdien is deze waarde ingeburgerd geraakt. Ze is overigens typisch het resultaat van consensus tussen deskundigen en heeft een beperkte wetenschappelijke onderbouwing.

Uit een ruim tien jaar geleden opgestelde evaluatie van de gegevens over nierschade door uranium blijkt dat lichte vormen van nierschade zijn gevonden in dieren bij uraniumniveaus van 0,1 tot 0,4 µg/g.⁶¹ De commissie sluit zich aan bij de zienswijze van Leggett⁶¹ dat het uit preventief oogpunt verstandig lijkt om het richtgetal voor schade in de nier een orde van grootte te verlagen, in elk geval totdat de gezondheidskundige betekenis van subtiele fysiologische veranderingen die door uranium teweeg worden gebracht, duidelijk is.

7.3 Vergelijking radiologische en chemische limietwaarden

Een vergelijking van de vigerende radiologische en chemische limietwaarden voor *beroepsmatige* blootstelling is mogelijk onder de veronderstelling dat een werknemer 1,2 m³ lucht per uur inademt gedurende 2000 werkuren per jaar. Bevat de inademingslucht een DU-concentratie gelijk aan de *TLV*-waarde van 200 µg/m³ dan bedraagt de stralingsdosis (effectieve volgdosis) 53 mSv voor slecht oplosbare en 3,6 mSv voor oplosbare uraniumverbindingen met een *AMAD* (*Activity Median Aerodynamic Diameter*) van 1 µm. Wordt 5 µm als representatieve diameter van de stofdeeltjes aangehouden, dan luiden deze volgdosiswaarden respectievelijk 41 en 4,3 mSv.¹¹ Voor slecht oplosbare verbindingen is in de huidige praktijk de dosislimiet voor beroepsmatige blootstelling aan straling van 20 mSv per jaar dus limiterend en zou een concentratie in lucht van 75 µg/m³ (voor een aërosoldiameter van 1 µm) of 96 µg/m³ (voor een aërosoldiameter van 5 µm) als limiet dienen te worden aangehouden (voor natuurlijk-uraniumverbindingen respectievelijk 44 en 56 µg/m³ of 1,1 en 1,4 Bq/m³). Voor goed oplosbare DU-verbindingen is de chemische limietwaarde van 200 µg/m³ bepalend.

Een en ander kan in een ander daglicht komen te staan, indien men als criterium voor de op de chemische toxiciteit gebaseerde uraniumconcentratie in de lucht een veel lagere waarde hanteert dan de ACGIH-*TLV*-waarde van 200 µg/m³, dan wel ermee rekening houdt dat blootstelling aan uranium niet als enige verantwoordelijk is voor een extra stralingsdosis. Wel illustreert deze vergelijking, en daar is het de commissie om te doen, dat zowel de chemische toxiciteit als de radiotoxiciteit beide van belang kunnen zijn bij het beoordelen van de betekenis van blootstelling aan (verarmd) uranium. Hieraan kan worden toegevoegd dat het bij de in dit advies besproken

blootstellingsscenario's (hoofdstuk 4) altijd gaat om blootstelling aan slecht oplosbare verbindingen waarbij de radiotoxiciteit vooral van belang is.

Conclusies en aanbevelingen

De taak van de commissie (1.2) bestaat uit het geven van een overzicht:

- van de gezondheidsrisico's van blootstelling aan verarmd uranium en
- van voorzorgsmaatregelen voor personen die vertoeven of werkzaam zijn in gebieden waar verarmd uranium in het milieu is vrijgekomen.

In dit hoofdstuk vat de commissie eerst haar beschreven bevindingen over de gezondheidsrisico's samen. Vervolgens gaat zij in op voorzorgsmaatregelen. Vooraf zij opgemerkt dat de gevolgen van blootstelling aan DU sterk afhangen van de vorm waarin het materiaal voorkomt. In de meeste hier beschouwde gevallen, in elk geval waar het blootstelling van de algemene bevolking betreft, is er sprake van DU in slecht oplosbare vorm, vooral oxides.

8.1 Gezondheidsrisico's

8.1.1 *Gegevens*

In het bijzonder in de hoofdstukken 4, 5 en 6 besprak de commissie de gegevens over de gezondheidsrisico's verbonden aan blootstelling aan verarmd uranium. Daarbij nam zij zowel chemisch-toxische als radiologische werkingsmechanismen in beschouwing. Weinig onderzoek heeft zich uitsluitend gericht op DU. Daarentegen zijn veel

publicaties verschenen over de effecten van natuurlijk en verrijkt uranium. Deze literatuur bevat relevante informatie voor de beoordeling van DU, omdat de wijze waarop DU zich over het lichaam verdeelt niet verschilt van die van natuurlijk (of verrijkt) uranium, terwijl de chemische toxiciteit niet afhangt van de isotopensamenstelling. Natuurlijk en verrijkt uranium zijn bovendien sterker radioactief dan DU, zodat het stralingsrisico van blootstelling aan een bepaalde hoeveelheid DU geringer is dan dat van blootstelling aan een gelijke hoeveelheid van de andere vormen van uranium.

In het bijzonder het onderzoek onder werknemers in de uraniumprocesindustrie zou op het eerste gezicht uitsluitsel kunnen geven over de gezondheidseffecten van voortdurende blootstelling aan de diverse vormen van uranium. De betekenis van dit onderzoek moet echter worden gerelativeerd omdat er een aantal tekortkomingen aan kleven. Hoewel het onderzoek betrekking had op tienduizenden personen, waren de bestudeerde groepen niet groot genoeg om een kleine toename in het optreden van bepaalde vormen kanker aan te tonen. Vaak ontbrak nauwkeurige informatie over de individuele blootstelling en was er mogelijk sprake van blootstelling aan andere radionucliden, zoals radium en thorium, en een aantal andere toxische stoffen. Ook ontbrak betrouwbare informatie over rookgewoonten, hetgeen uitspraken over het optreden van aan uranium toe te schrijven longkanker zeer bemoeilijkt. Desondanks acht de commissie de informatie uit dit onderzoek van waarde.⁶

8.1.2 *Stralingseffecten*

Uit het epidemiologisch onderzoek naar de gevolgen van de blootstelling van mensen aan uranium blijkt:

- Bij de tijdens de Golfoorlog door DU-scherven getroffen (ex-)militairen is de uraniumconcentratie in de urine verhoogd. De gezondheidsproblemen van deze personen konden echter niet worden teruggevoerd op de blootstelling aan straling.
- Bij door uranium veroorzaakte stralingsdoses in de longen beneden 200 mGy zijn geen gevallen van longkanker vastgesteld. Voor andere vormen van kanker zijn geen duidelijke aanwijzingen gevonden voor een toename van de incidentie ten gevolge van de stralingsdosis afkomstig van inhalatie of ingestie van natuurlijk of verarmd uranium.
- Bij uraniumwerkers zijn geen eenduidige aanwijzingen gevonden voor een toename van de incidentie van leukemie ten gevolge van blootstelling aan uranium. Dit is in overstemming met de uitkomsten van modelberekeningen van de verdeling van de stralingsdosis in het lichaam. Bij inhalatie van

uraniumverbindingen is de daaruit resulterende dosis van het beenmerg een zeer geringe fractie van die van de longen.

- Bij uitwendige bestraling door uraniumhoudende voorwerpen gaat de zorg vooral uit naar de huid en de ogen. In geval van incidentele blootstelling zal de dosis in deze organen beneden de vigerende limieten blijven, zodat geen negatieve gezondheidseffecten zullen optreden. Alleen bij zeer langdurige blootstelling van de huid door direct contact met onafgeschermd uranium zouden problemen kunnen optreden.

Het ontbreken van aanwijzingen uit epidemiologisch onderzoek voor gezondheidsschade door blootstelling aan uranium in het milieu of bij het werk is niet in tegenspraak met de gangbare opvatting dat een stralingsdosis een zeker risico op, in het bijzonder, het ontstaan van kanker inhoudt.^{82,83} Bij de gangbare niveaus van blootstelling aan uranium (zie hoofdstuk 3) is dat risico namelijk gering en epidemiologisch moeilijk of niet aan te tonen. Dit is niet onverwacht gezien de relatief lage activiteitsconcentratie van natuurlijk en verarmd uranium. Het is daardoor praktisch onmogelijk om een dusdanig grote hoeveelheid uranium in en op te nemen dat een stralingsdosis van betekenis resulteert. Dat neemt niet weg dat de commissie aanbeveelt bij de mogelijkheid van blootstelling aan DU de nodige voorzorgen te nemen om het radiologisch risico in te perken (8.2).

8.1.3 Toxicologische effecten

Het risico van blootstelling aan uranium in natuurlijke of verarmde vorm is voor oplosbare verbindingen vooral van chemisch-toxische en minder van radiologische aard. Bij toenemende blootstelling zijn in het bijzonder in de nieren het eerst afwijkingen te verwachten die mogelijk van gezondheidskundige betekenis zijn. Bij de inhalatie van onoplosbare verbindingen staat, zoals de commissie hiervoor aangaf, het radiologisch risico voorop.

De commissie concludeert dat:

- bij blootstelling aan uranium in milligram-hoeveelheden over korte periodes veranderingen in de nieren kunnen optreden die bij zeer hoge doses leiden tot acute, meestal herstelbare nierfunctiestoornissen
- onder chronisch aan natuurlijk uranium blootgestelde bevolkingsgroepen geen dosisafhankelijke frequentie van chronische nieraandoeningen is waargenomen
- ook het onderzoek onder werknemers in de uraniumindustrie en onder (ex-) militairen, inclusief de groep met DU-scherven in het lichaam, tot nu toe geen

aanwijzingen voor door uranium veroorzaakte nierfunctiestoornissen heeft opgeleverd.

De huidige wetenschappelijk gegevens wijzen in de richting van een afwezigheid van nierschade door blootstelling aan uranium of DU in het milieu en bij het werk, althans bij de niveaus die daar gebruikelijk voorkomen.

8.2 Voorzorgsmaatregelen

8.2.1 Benadering

DU is, net als uranium met een natuurlijke isotopensamenstelling en verscheidene andere zware metalen, een toxische stof en moet daarom met voorzichtigheid worden behandeld. Het risico van blootstelling aan DU is echter, zoals in de voorgaande hoofdstukken is gebleken, niet van uitzonderlijke aard. In deze paragraaf beperkt de commissie zich dan ook tot blootstelling aan DU in situaties waarin de stof in het milieu komt of is gekomen door brand of andere ongevallen, dan wel door gebruik van wapentuig met DU. Daarbij onderscheidt zij beroepsmatige blootstelling van hulpverleners, ordebewaarders of militairen met vredetaken, van blootstelling van de algemene bevolking. In andere situaties waarin sprake is of zou kunnen zijn van beroepsmatige blootstelling aan DU, geldt, althans in Nederland, een geïnstitutionaliseerd arbeidshygiënisch en stralingshygiënisch regiem. De commissie acht het niet haar taak daar nader op in te gaan. Andere situaties dan de hierboven bedoelde (brand, militaire operaties), waarin sprake is van blootstelling van de algemene bevolking komen naar het inzicht van de commissie niet voor.

Bij het bespreken van voorzorgsmaatregelen gaat de commissie uit van een gebied waar bodem, water en lucht mogelijk concentraties aan DU bevatten, dan wel waar zich brokstukken DU bevinden. Zij acht aansluiting bij in de stralingshygiëne gebruikelijke maatregelen aangewezen. Bij die benadering is het mogelijk ook rekening te houden met de chemische toxiciteit van de verbinding.

De in de stralingshygiëne gebruikelijke aanpak laat zich voor het hier beoogde doel samenvatten als:

- vermijd onnodige blootstelling en verminder de onvermijdelijke blootstelling zoveel als redelijkerwijs mogelijk is
- zorg dat de blootstelling van een individu niet hoger is dan een effectieve dosis van 20 mSv per jaar bij beroepsmatige blootstelling en 1 mSv per jaar voor leden van de bevolking, waarbij afgezien van de dosis tengevolge van blootstelling aan

uranium ook rekening moet worden gehouden met andere potentiële bronnen van blootstelling aan ioniserende straling van niet-natuurlijke oorsprong.

8.2.2 *Is er besmetting van de omgeving?*

Voorafgaand aan het uitvaardigen van een pakket van maatregelen dient de vraag te worden beantwoord: is er sprake van besmetting met DU of van de aanwezigheid van brokstukken DU? Luidt het antwoord ja, dan dienen aan de bevindingen aangepaste maatregelen te worden getroffen. De eerste stap is het nauwkeuriger in kaart brengen van de locaties waar de besmetting of de brokstukken aanwezig zijn en van de daar aangetroffen concentraties aan DU, waarbij het aanwijzen van een toeziende stralingsdeskundige aan te bevelen is. De volgende aanpak valt te overwegen:

- markeren van het verdachte gebied op aanwijzing van deskundigen
- vaststellen van een niveau waaronder de besmetting niet tot restrictie van activiteiten behoeft te leiden
- lokaliseren van brokstukken DU-bevattende materialen
- opstellen van een monsternameplan om de besmetting van bodem, water, lucht en voedsel te bepalen en te vergelijken met de gebruikelijke natuurlijk-uraniumconcentraties in het gebied.

8.2.3 *Beroepsmatige blootstelling*

Militairen en hulpverleners die betrokken raken bij activiteiten in gebieden waar tijdens oorlogshandelingen DU is gebruikt zullen onder normale omstandigheden niet noodzakelijkerwijs in radiologisch opzicht te beschouwen zijn als 'blootgestelde werkers', tenzij daar aanleiding toe is in verband met bijvoorbeeld het aangetroffen besmettingsniveau.^{11,82,84} In dat geval dient hun blootstelling aan externe straling en inwendige besmetting te worden bepaald en geregistreerd. Tevens dienen de betrokken personen te worden voorgelicht over het stralingsrisico en te worden geïnstrueerd in het in acht nemen van voorzorgsmaatregelen.

De commissie gaat er van uit dat de in de praktische stralingshygiëne gebruikelijke voorzorgen in acht worden genomen als er daadwerkelijk in besmette gebieden en met besmette voorwerpen moet worden gewerkt.

Voor aan DU blootgestelde werknemers dient een passend systeem te worden opgezet voor controle op inwendige besmetting. Volgens de commissie zou zo'n systeem moeten voorzien in periodieke analyse van gedurende een etmaal verzamelde urine. Analyse van bloed acht zij weinig zinvol, omdat uranium relatief kort in het bloed verblijft (zie hoofdstuk 5). Daar komt bij dat het analyseren van urine

eenvoudiger is dan dat van bloed. In urine zou naast de aanwezigheid van uranium ook die van biomerkers zoals albumine, acetyl-glucosaminidase en alkalisch fosfatase, die hun epidemiologische waarde hebben bewezen, kunnen worden onderzocht. De analyse van feces of controle met behulp van een totale-lichaamsteller kan over het algemeen achterwege blijven. Het gebruik van de totale-lichaamsteller is alleen nuttig in bijzondere gevallen als het vermoeden van een hoge inwendige besmetting bestaat.

Bij contaminatie van open terreinen, zoals bij militaire toepassingen het geval kan zijn, bestaat het gevaar dat kleine aerosoldeeltjes opwaaien. In de publicatie van RAND is een methode beschreven om dit *resuspensie*-risico te beoordelen.⁵ Klimatologische condities, zoals wind of neerslag, en dikte van de stoflaag die kan opwaaien, spelen bij dit proces een belangrijke rol.

8.2.4 Blootstelling van de bevolking

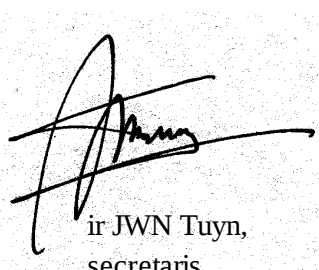
Of maatregelen ter beperking van de blootstelling DU nodig zijn en, zo ja, welke, valt niet in zijn algemeenheid aan te geven. Een en ander hangt af van aard en omvang van de besmetting van het desbetreffende gebied. Uit hetgeen eerder in dit advies is gesteld, volgt dat slechts bij uitzondering zeer ingrijpende maatregelen aangewezen zijn.

De mogelijke aanwezigheid van DU kan onder de bevolking onrust en angstgevoelens veroorzaken. In Nederland was dat het geval bij de Bijlmerramp.^{19,82,84} Daarom acht de commissie het van groot belang om, nadat in een bewoond gebied de aanwezigheid van DU wordt verondersteld, de bevolking voor zover mogelijk te informeren over de risico's en de getroffen en te treffen voorzorgsmaatregelen. De commissie verwijst in dit verband op een recent advies van de Gezondheidsraad met voorstellen voor handelen bij bezorgdheid over de gevolgen voor de gezondheid van milieuverontreiniging.⁸⁸ Zij acht die ook in het onderhavige geval van toepassing.

Den Haag, 16 mei 2001,
voor de commissie



prof. dr. WF Passchier,
voorzitter



ir JWN Tuyn,
secretaris

Literatuur

-
- 1 Nato Confirms To The United Nations Use Of Depleted Uranium During The Kosovo Conflict. Geneva: United Nations Environmental Programme, 2000; UNEP News Release 00/33. Internet: <http://www.unep.org/Documents/Default.asp?DocumentID=80&ArticleID=1549>.
 - 2 Beusekamp W. NAVO-munitie wellicht oorzaak kanker. De Volkskrant 23-12-2000.
 - 3 UNEP/UNCHS Balkans Task Force (BTF). The Kosovo Conflict. Consequences for the Environment & Human Settlements. Nairobi: United Nations Environment Programme, United Nations Centre for Human Settlements (Habitat), 1999. Internet: <http://www.unep.org>.
 - 4 Advisory Note on current work on DU by UNEP. Genève: United Nations Environmental Program, 2001. Internet: <http://balkans.unep.ch/du/missions.html>, geraadpleegd 23-2-2001.
 - 5 Harley NH, Foulkes EC, Hilborne LH, Hudson A, Anthony CR. A Review of the Scientific Literature As It Pertains to Gulf War Illnesses. Volume 7: Depleted Uranium. Santa Monica, CA: RAND, 1999; Report MR-1018/7-OSD.
 - 6 Committee on the Health Effects Associated with Exposures During the Gulf War. Gulf War and Health: Volume 1. Depleted Uranium, Pyridostigmine Bromide, Sarin, and Vaccines. Washington, DC: National Academy Press (Institute of Medicine), 2000. Internet: <http://books.nap.edu/books/030907178X/html/R1.html>.
 - 7 Toxicological Profile for Uranium. Atlanta, GA, USA: U.S. Department of Health and Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1999.
 - 8 Derix S, Knip K. NAVO-munitie Kosovo bevatte vrijwel zeker kerafval. NRC Handelsblad 20-01-2001.
-

- 9 UNEP confirms plutonium found in DU ammunition [press release]. Genève: United Nations
Environmental Program, 2001. Internet: <http://balkans.unep.ch/press/press010216.html>, geraadpleegd 23-
10 2-2001.
- 11 Cordfunke EHP. The Chemistry of Uranium. New York: Elsevier, 1969.
- 12 Ontwerp-besluit stralingbescherming. Stcrt. 08-05-2000.
- 13 Weast RC, Astle MJ, Beyer WH, eds. CRC handbook of Chemistry and Physics. Boca Raton, FL, USA:
CRC Press Inc., 1986.
- 14 Browne E, Firestone RB, Shirley VS. Table of Radioactive Isotopes. New York: John Wiley and Sons,
1986.
- 15 Snihs JO, Åkerblom G. Use of Depleted Uranium in Military Conflicts and Possible Impact on Health and
Environment. SSInews 2000; 6(December): 1-8.
- 16 Hedaya MA, Birkenfeld HP, Kathren RL. A sensitive method for the determination of uranium in
biological samples utilizing kinetic phosphorescence analysis (KPA). J Pharm Biomed Anal 1997; 15(8):
1157-1165.
- 17 Ejnik JW, Carmichael AJ, Hamilton MM, McDiarmid M, Squibb K, Boyd P et al. Determination of the
isotopic composition of uranium in urine by inductively coupled plasma mass spectrometry. Health Phys
2000; 78(2): 143-146.
- 18 Dang HS, Pullat VR, Pillai KC. Determining the normal concentration of uranium in urine and application
of the data to its biokinetics. Health Phys 1992; 62(6): 562-566.
- 19 Hurtgen C. Natural radioactivity in bioassay by alpha spectrometry measurements [accepted for
publication]. J Radioanal Nucl Chem 2001; 248(2).
- 20 Enquêtecommissie Vliegcramp Bijlmermeer. Een beladen vlucht. Eindrapport Bijlmer Enquête. Den Haag:
SDU Uitgevers, 1999.
- 21 Uijt de Haag PA, Smetsers RC, Witlox HW, Krus HW, Eisenga AH. Evaluating the risk from depleted
uranium after the Boeing 747-258F crash in Amsterdam, 1992. J Hazard Mater 2000; 76(1): 39-58.
- 22 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Report of The United Nations
Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. New York: United Nations, 1977; Official
record of the General Assembly, 32nd Session, Supplement 40.
- 23 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing
Radiation 1988 UNSCEAR Report to the General Assembly, with annexes. New York: United Nations,
1988.
- 24 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing
Radiation 1993 UNSCEAR Report to the General Assembly, with annexes. New York: United Nations,
1993.
- 25 United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. Sources and Effects of Ionizing
Radiation. Report to the General Assembly, with Scientific Annexes. Volume I: Sources. Volume II:
Effects. Annex B: Exposure for Natural Sources. New York: United Nations, 2000.
-

- 25 Smetsers RCGM, Blaauboer RO. Variations in outdoor radiation levels in the Netherlands. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 1996; RIVM Rapport 610064002. Internet: <http://www.rivm.nl/>.
- 26 Köster HW, Keen A, Pennders RMJ, Bannink DW, de Winkel JH. Linear Regression Models for the Natural Radioactivity (U-238, Th-232, and K-40) in Dutch Soils. A Key to Anomalies. Rad Prot Dos 1988; 24(1-4): 63-68.
- 27 van de Plassche E, van de Hoop M, Posthumus R, Crommentuijn T. Risk limits for boron, silver, titanium, tellurium, uranium and organosilicon compounds in the framework of EU Directive 76/464/EEC [Risicogrenzen voor boor, zilver, titanium, tellurium, uranium en organische siliciumverbindingen in het kader van EU Richtlijn 76/464/EEC]. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 1999; RIVM Rapport 601501005. Internet: <http://www.rivm.nl/>.
- 28 National Council on Radiation Protection and Measurements. Exposure of the Population in the United States and Canada from Natural Background Radiation. Bethesda, Md: NCRP, 1999; NCRP Report No. 94.
- 29 Golchert NW, Duffy TL, Sedlet J. Environmental Monitoring at Argonne National Laboratory. Argonne, USA: Argonne National Laboratory, 1985; Report ANL-85-17.
- 30 Fisenne IM, Perry PM, Decker KM, Keller HW. The daily intake of 234,235,238U, 228,230,232Th and 226,228Ra by New York City residents. Health Phys 1987; 53(4): 357-363.
- 31 United States Nuclear Regulatory Commission. Assessment of the public health impact from the accidental release of UF6 at the Sequoyah Fuels Corporation Facility at Gore, Oklahoma. Vol. 1. Washington DC: US NRC, 1986; Report NUREG-1189, Doc No. 40-8027.
- 32 Drury JS, Baldauf MF, Daniel EW, Fore CS, Uziel MS. Radioactivity in Food Crops. Oak Ridge, TN, USA: Oak Ridge National Laboratory, 1983; Doc. ORNL-5963.
- 33 Glastra P, Köster HW, Mattern FCM. Variations in outdoor radiation levels in the Netherlands. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 1988; RIVM Rapport 248604001.
- 34 Glastra P, van Zanten R, Drost RMS, Mattern FCM. Onderzoek naar de radioactiviteit van drinkwater over de periode 1981-1984. Bilthoven: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu, 1989; RIVM Rapport 248201001.
- 35 Cothorn CR, Lappenbusch WL. Occurrence of uranium in drinking water in the U.S. Health Phys 1983; 45(1): 89-99.
- 36 International Commission on Radiological Protection. Report of the Task Group on Reference Man. Oxford, UK: Pergamon Press, 1975; ICRP Publication 23.
- 37 Fisenne IM, Perry PM, Harley NH. Uranium in Humans. Rad Prot Dos 1988; 24(1-4): 127-131.
- 38 Spencer H, Osis D, Fisenne IM, Perry PM, Harley NH. Measured intake and excretion patterns of naturally occurring 234U, 238U, and calcium in humans. Radiat Res 1990; 124(1): 90-95.
- 39 Health and environmental consequences of depleted uranium use in the US army: Technical report. Atlanta, GA, USA: Army Environmental Policy Institute, 1995. Internet:
-

<http://www.aepi.army.mil/library/aepi%20publications/du/techreport.html> [05-01-2001 08:49:33],
geraadpleegd 5-1-2001.

- 40 Gulf War Exposure Assessment, draft report. Aberdeen, MD, USA: Center for Health Promotion and
Preventive Medicine, 1998.
- 41 The opinion of the group of experts established according to Article 31 of the Euratom Treaty. Depleted
uranium. Brussels: European Commission, 2001.
- 42 International Commission on Radiological Protection. Human Respiratory Tract Model for Radiological
Protection. ICRP Publication 66. Annals of the ICRP 1994; 24(1-3).
- 43 International Commission on Radiological Protection. Age Dependent Doses to Members of the Public
from Intake of Radionuclides: Part 3. Ingestion Dose Coefficients. ICRP Publication 69. Annals of the
ICRP 1995; 25(1).
- 44 International Commission on Radiological Protection. Age Dependent Doses to Members of the Public
from Intake of Radionuclides: Part 4. Inhalation Dose Coefficients. ICRP Publication 71. Annals of the
ICRP 1995; 25(3-4).
- 45 Leggett RW, Harrison JD. Fractional absorption of ingested uranium in humans. Health Phys 1995; 68(4):
484-498.
- 46 Wrenn MW, Durbin PW, Howard B, Lipsztein J, Rondo J, Still ET. Metabolism of ingested U and Ra.
Health Phys 1985; 48: 601-633.
- 47 Eve IS. A review of the physiology of the gastrointestinal tract in relation to radiation doses from
radioactive materials. Health Phys 1966; 12(2): 131-161.
- 48 Fisenne IM. Uranium. In: Seiler H, Sigel A, Sigels H, editors. Handbook on Metals in Clinical and
Analytical Chemistry. New York: Marcel Dekker Inc., 1994: 639-649.
- 49 Berlin M, Rudell B. Uranium. In: Friberg L, Nordberg G, Vouk V, editors. Handbook on the Toxicology
of Metals. Amsterdam: Elsevier Science Publishers, 1986.
- 50 Venugopal B, Luckey TD. Chemical toxicity of metals and metalloids. In: Venugopal B, Luckey TD,
editors. Metal toxicity in mammals. New York: Plenum Press, 1977.
- 51 Priest ND, Howells GR, Green D, Haines JW. Uranium in bone: metabolic and autoradiographic studies in
the rat. Hum Toxicol 1982; 1(2): 97-114.
- 52 Ribera D, Labrot F, Tisnerat G, Narbonne JF. Uranium in the environment: occurrence, transfer, and
biological effects. Rev Environ Contam Toxicol 1996; 146: 53-89.
- 53 Leggett RW. Basis for the ICRP's age-specific biokinetic model for uranium. Health Phys 1994; 67(6):
589-610.
- 54 Ellender M, Haines JW, Harrison JD. The distribution and retention of plutonium, americium and uranium
in CBA/H mice. Hum Exp Toxicol 1995; 14(1): 38-48.
- 55 La Touche YD, Willis DL, Dawydiak OI. Absorption and biokinetics of U in rats following an oral
administration of uranyl nitrate solution. Health Phys 1987; 53(2): 147-162.
- 56 Tracy BL, Quinn JM, Lahey J, Gilman AP, Mancuso K, Yagminas AP et al. Absorption and retention of
uranium from drinking water by rats and rabbits. Health Phys 1992; 62(1): 65-73.
-

- 57 Kathren RL, McInroy JF, Moore RH, Dietert SE. Uranium in the tissues of an occupationally exposed individual. *Health Phys* 1989; 57(1): 17-21.
- 58 Lippman M, Ong DY, Harris WB. The significance of Uranium Excretion Data. *Ind Hyg J* 1964;(January-February): 43-54.
- 59 Eisenbud MA, Quigley JA. Industrial Hygiene of Uranium Processing. *Arch Indust Health* 1956; 14: 12-22.
- 60 Hooper FJ, Squibb KS, Siegel EL, McPhaul K, Keogh JP. Elevated urine uranium excretion by soldiers with retained uranium shrapnel. *Health Phys* 1999; 77(5): 512-519.
- 61 Leggett RW. The behavior and chemical toxicity of U in the kidney: a reassessment. *Health Phys* 1989; 57(3): 365-383.
- 62 Hursh JB, Spoor NL. *Uranium, Plutonium, Transplutonic Elements*. New York: Springer Verlag, 1973.
- 63 Stannard JN. *Radioactivity and Health: A History*. Richland, WA, USA: Battelle Memorial Institute, 1989.
- 64 Dupree EA, Watkins JP, Ingle JN, Wallace PW, West CM, Tankersley WG. Uranium dust exposure and lung cancer risk in four uranium processing operations. *Epidemiology* 1995; 6(4): 370-375.
- 65 Ritz B. Radiation exposure and cancer mortality in uranium processing workers. *Epidemiology* 1999; 10(5): 531-538.
- 66 Cragle DL, McLain RW, Qualters JR, Hickey JL, Wilkinson GS, Tankersley WG et al. Mortality among workers at a nuclear fuels production facility. *Am J Ind Med* 1988; 14(4): 379-401.
- 67 Waxweiler RJ, Archer VE, Roscoe RJ, e.a. Mortality patterns among a retrospective cohort of uranium mill workers. *Health Physics Society, 1983; Proceedings of Epidemiology Applied to Health Physics*.
- 68 Archer VE, Wagoner JK, Lundin FE, Jr. Cancer mortality among uranium mill workers. *J Occup Med* 1973; 15(1): 11-14.
- 69 Gartland KP, Anthony ML, Beddell CR, Lindon JC, Nicholson JK. Proton NMR studies on the effects of uranyl nitrate on the biochemical composition of rat urine and plasma. *J Pharm Biomed Anal* 1990; 8(8-12): 951-954.
- 70 Leach LJ, Gelein RM, Banner BJ, e.a. The Acute Toxicity of the Hydrolysis Products of Uranium Hexafluoride (UF₆) When Inhaled by Rat and Guinea Pig, final report. 1984; Report ISS K/SUB-81-9039-3, NTIS DE84011539.
- 71 Mao Y, Desmeules M, Schaubel D, Berube D, Dyck R, Brule D et al. Inorganic components of drinking water and microalbuminuria. *Environ Res* 1995; 71(2): 135-140.
- 72 Kathren RL. The United States Transuranium and Uranium Registries 1968-1993. *Rad Prot Dos* 1995; 4: 349-354.
- 73 Zamora ML, Tracy BL, Zielinski JM, Meyerhof DP, Moss MA. Chronic ingestion of uranium in drinking water: a study of kidney bioeffects in humans. *Toxicol Sci* 1998; 43(1): 68-77.
- 74 Hotz P, Buchet JP, Bernard A, Lison D, Lauwerys R. Renal effects of low environmental cadmium exposure: 5 year follow-up of a subcohort from the Cadmibel study. *Lancet* 1999; 354: 1508-1513.
- 75 Domingo JL, Llobet JM, Tomas JM, Corbella J. Acute toxicity of uranium in rats and mice. *Bull Environ Contam Toxicol* 1987; 39(1): 168-174.
-

- 76 Pavlakis N, Pollock CA, McLean G, Bartrop R. Deliberate overdose of uranium: toxicity and treatment. *Nephron* 1996; 72(2): 313-317.
- 77 Vich Z, Kriklava J. Erythrocytes of uranium miners: the red blood picture. *Br J Ind Med* 1970; 27(1): 83-85.
- 78 Kathren RL, Moore RH. Acute accidental inhalation of U: a 38-year follow-up. *Health Phys* 1986; 51(5): 609-619.
- 79 Butterworth A. The significance and Value of Uranium in Urine Analysis. *Trans Assoc Ind Med Offrs* 1955; 5: 36-43.
- 80 Maynard EA, Down WL, Hodge HC. Oral Toxicity of Uranium Compounds. In: Voegtlin C, Hodge HC, editors. *Pharmacology and Toxicology of Uranium Compounds*. New York: McGraw-Hill, 1953.
- 81 McDiarmid MA, Keogh JP, Hooper FJ, McPhaul K, Squibb K, Kane R et al. Health effects of depleted uranium on exposed Gulf War veterans. *Environ Res* 2000; 82(2): 168-180.
- 82 Gezondheidsraad: Commissie Stralingsrisico's. Stralingsrisico's. Evaluatie van de wetenschappelijke gegevens over de gezondheidsrisico's van blootstelling aan ioniserende straling. Den Haag: Gezondheidsraad, 1991; Publicatie nr 1991/22.
- 83 International Commission on Radiological Protection. 1990 recommendations of the International Commission on Radiological Protection. ICRP Publication 60. *Annals of the ICRP* 1991; 21(1-3).
- 84 Richtlijn 96/29/Euratom van de Raad van 13 mei 1996 tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid der bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren. *Publikatieblad* 1996; L159(29/06/1996): 1-114.
- 85 American Conference of Governmental Industrial Hygienists. Threshold Limiting Values for Chemical Substances and Physical Agents and Biological Exposure Indices. Cincinnati, OH, USA: ACGIH, 2000.
- 86 Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid. Nationale MAC-lijst 2000. Den Haag: Sdu Uitgevers, 1999.
- 87 Lauwereys RR, Hoet P. Uranium. *Industrial Chemical Exposure: Guidelines for Biological Monitoring*. Boca Raton, FL, USA: Lewis Publishers, 1993.
- 88 Gezondheidsraad. Bezorgdheid over lokale milieufactoren. Den Haag: Gezondheidsraad, 2001; Publicatie nr 2001/10.
-

Afkortingen en begrippen

1 Afkortingen

<i>ACGIH</i>	American Conference of Governmental Industrial Hygienists
<i>AED</i>	Aerodynamic equivalent diameter
<i>ALARA</i>	As Low As Reasonably Achievable
<i>BTF</i>	Balkan Task Force
<i>DU</i>	Depleted Uranium
<i>ICRP</i>	International Commission on Radiological Protection
<i>KFOR</i>	Kosovo Force
<i>NAVO</i>	Noord-Atlantische Verdrags Organisatie
<i>RAND</i>	National Defense Research Institute
<i>RIVM</i>	Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu
<i>TLV</i>	Threshold Limit Value
<i>TWA</i>	Time-Weighted Average
<i>UNEP</i>	United Nations Environment Programme
<i>UNCHS/Habitat</i>	United Nations Center for Human Settlements
<i>UNSCEAR</i>	United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation

2 Radiologische begrippen

<i>Activiteit</i>	Het aantal desintegraties per seconde in een hoeveelheid radioactief materiaal (bijvoorbeeld DU). De eenheid van activiteit is de becquerel (Bq).
<i>Becquerel (Bq)</i>	De speciale naam voor de eenheid van activiteit. 1 becquerel (Bq) komt overeen met 1 desintegratie (radioactief verval) per seconde ($1 \text{ Bq} = 1 \text{ s}^{-1}$).
<i>Besmetting</i>	Besmetting van een materiaal, een oppervlak, een omgeving of een persoon door radioactieve stoffen (zoals DU). Bij een persoon is spreekt men van inwendige besmetting bij opname van radioactief materiaal in het lichaam.
<i>Blootgestelde werknemer</i>	Werknemer die gedurende zijn werktijd ten gevolge van handelingen een blootstelling ondergaat die kan leiden tot een dosis die hoger is dan de dosislimieten voor leden van de bevolking.
<i>Blootstelling</i>	Het blootgesteld zijn aan ioniserende straling. Bij blootstelling onderscheidt men externe blootstelling door een stralingsbron buiten het lichaam en inwendige blootstelling door opname van radioactieve stoffen in het lichaam.
<i>Deterministisch effect</i>	Stralingseffect dat boven een bepaalde stralingsdosis altijd optreedt (dit in tegenstelling tot een stochastische effect).
<i>Effectieve (volg)dosis</i>	Som van de equivalente orgaan(volg)doses ten gevolge van opname van uranium elk vermenigvuldigd met de desbetreffende orgaanweegfactor. De eenheid van effectieve volgdosis is de sievert (Sv).
<i>Equivalente volgdosis</i>	De tijdsintegraal van het equivalente dosistempo in een orgaan dat door een individu ten gevolge van een opname van een radioactieve stof in het lichaam zal worden ontvangen. Voor volwassenen wordt uitgegaan van een periode van 50 jaar. De eenheid van equivalente volgdosis is de sievert (Sv).
<i>Geabsorbeerde orgaandosis</i>	De per massa-eenheid geabsorbeerde energie gemiddeld over een orgaan. De eenheid van geabsorbeerde dosis is de gray (Gy).
<i>Gray (Gy)</i>	De eenheid van geabsorbeerde dosis. 1 gray komt overeen met 1 joule per kilogram ($1 \text{ Gy} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$).
<i>Isotopen</i>	Nucliden van één element met eenzelfde aantal protonen, maar een verschillend aantal neutronen. Voorbeelden zijn U-234, U-235 en U-238 (isotopen van het element uranium).
<i>Sievert (Sv)</i>	De speciale naam voor de eenheid van equivalente of effectieve dosis. 1 sievert komt overeen met 1 joule per kilogram ($1 \text{ Sv} = 1 \text{ J.kg}^{-1}$).
<i>Stochastisch effect</i>	Een stralingseffect waarvan de waarschijnlijkheid van optreden afhangt van de ontvangen stralingsdosis. Verondersteld wordt dat voor een stochastisch effect geen drempeldosis geldt.
<i>Orgaanweegfactor (w_T)</i>	Dimensieloze factor die wordt gebruikt om de equivalente dosis in een orgaan (T) te wegen. De desbetreffende waarden zijn voorgesteld door de ICRP ⁸³ en zijn opgenomen in de Europese ⁸⁴ en Nederlandse regelgeving ¹¹ .

-
- A De commissie
-
- B Vervalschema uranium-238 en uranium-235
-
- C Blootstellingsscenario's en bijbehorende stralingsdoses
-
- D Dosisconversiecoëfficiënten voor DU

Bijlagen

De commissie

-
- dr WF Passchier, *voorzitter*,
Plv. algemeen secretaris Gezondheidsraad, Den Haag
bijzonder hoogleraar risicoanalyse; Universiteit Maastricht
 - dr ME de Broe
hoogleraar nefrologie; Universitaire Instelling Antwerpen, Wilrijk, België
 - dr C Hurtgen
radiochemicus; Studiecentrum voor Kernenergie, Mol, België
 - dr AS Keverling Buisman
stralingsdeskundige; Energieonderzoek Centrum Nederland, Petten
 - dr J Noordhoek
hoogleraar toxicologie; Katholieke Universiteit Nijmegen (KUN), Nijmegen
 - dr MM Verberk
epidemioloog-toxicoloog; Academisch Medisch Centrum (AMC), Amsterdam
 - dr NPE Vermeulen
hoogleraar moleculaire toxicologie; Vrije Universiteit Amsterdam (VU),
Amsterdam
 - ir JWN Tuyn, *secretaris*
stralingsdeskundige; Gezondheidsraad, Den Haag

Administratieve ondersteuning: MFC van Kan. Lay-out: J van Kan.

Vervalschema uranium-238 en uranium-235

Vervalschema van uranium-238 (inclusief uranium-234) en van uranium-235. In de vakjes is het radionuclide vermeld en zijn halveringstijd. Een overgang aangegeven door een pijl naar beneden gaat gepaard met het uitzenden van een alfadeeltje; een overgang aangegeven door een pijl schuin omhoog gaat gepaard met het uitzenden van een bètadeeltje.

	Uranium-238 Series, Includes ^{234}U Series						Uranium-235 Series				
Np											
U	^{238}U 4.6E9		^{234}U 2.5E5y				^{235}U 7.1E8 y				
Pa	↓	^{234}Pa 1.2 m	↓				↓	^{231}Pa 3.3E4 y			
Th	^{234}Th 24 d		^{230}Th 8E4y				^{231}Th 25.5 h	↓	^{227}Th 18.7 d		
Ac			↓					^{227}Ac 21.8 y	↓		
Ra			^{226}Ra 1600 y					↓	^{223}Ra 11.4 d		
Fr			↓					^{223}Fr 21.8 m	↓		
Rn			^{222}Rn 3.82 d						^{219}Rn 4.0 s		
At			↓	^{218}At 2s				↓	^{215}At 1E-4s		
Po		^{218}Po 3.05 m	↓	^{214}Po 1.6E-4s		^{210}Po 138 d			^{215}Po 1.8E-5	↓	^{211}Po 0.5 s
Bi		↓	^{214}Bi 19.7 m	↓	^{210}Bi 5.0 d	↓			↓	^{211}Bi 2.15 m	↓
Pb		^{214}Pb 26.8 m	↓	^{210}Pb 22.3y	↓	^{206}Pb stable			^{211}Pb 38.1 m	↓	^{207}Pb stable
Tl			^{210}Tl 1.3 m		^{206}Tl 4.2 m					^{207}Tl 4.79 m	

↓ alpha decay; ↗ beta decay; half life (d = days; m = minutes; s = seconds; y = years)

↓ alpha decay; ↗ beta decay; half life (d = days; m = minutes; s = seconds; y = years)

Blootstellingsscenario's en bijbehorende stralingsdoses

Om de risico's van blootstelling aan DU te schatten is het nodig om blootstellingsscenario's te ontwerpen. Zowel de *Balkan Task Force* van de UNEP³, als de Euratom-deskundigen⁴¹ hebben dergelijke scenario's opgesteld. Voor een deel grijpen deze scenario's terug op werk van het Zwitserse bureau Brenk Systemplanung (BS).

Scenario	Resultaat/commentaar
Gemeenschappelijke aannames van alle scenario's ▪ 10 kg DU ▪ deeltjes kleiner dan 10 µm die slecht oplosbaar zijn (ICRP-klasse S) ▪ besmet oppervlak : 1000 m² ▪ berekening effectieve dosis voor volwassenen.	Volgens het scenario dat is beschreven door UNEP. Brenk Systemplanung evalueert de gevolgen over een periode van 1000 jaar.
Opgeraapte brokstukken DU In dit scenario wordt verondersteld dat brokstukken DU worden opgeraapt en (a) worden bewaard in een zak, (b) worden gedragen als versiering, (c) worden neergezet naast een bed.	▪ Huiddosis gering na enkele weken (0,6 µSv/jaar) ▪ Huiddosis na 500 uur kan hoog zijn maar zonder deterministische effecten ▪ Huiddosis 0,6 µSv/jaar.
Vaste stukken DU in of op de grond Alleen externe blootstelling is van belang	Zie onder <i>Opgeraapte brokstukken</i> of onder <i>Externe straling</i> .
Inhalatie van opgewaaid stof Hierbij wordt verondersteld, dat mensen lucht met DU houdend stof inademen. Het stof is afkomstig van een ontploffing en neergekomen in een gebied van 1000 m ² rond het getroffen object. Door de wind is dit stof opgewaaid.	Het stof bevat 6 µg DU per mg stof. Dit leidt tot een inhalatie van 0,6 tot 60 µg DU. De effectieve dosis is laag (0,07 tot 7 µSv).

Alle DU-stof bevindt zich in de bovenste 1 mm van de bodem.
De stofconcentratie in de lucht is 50 tot 5000 µg/m³. De
verblijftijd is 2 uur.

Ingestie van DU

Aarde in mond

Een kind speelt in een besmet gebied en stop aarde in de mond.
DU-concentratie is 6 µg DU per mg aarde. Het kind slikt 1 g
aarde in.

Effectieve dosis gering (4 µSv), maar mogelijk treden acute
effecten van chemisch-toxische aard op.

Besmette groenten

Iemand eet groenten die geteeld zijn op het besmette gebied,
voordat DU door regenval is weggespoeld. De
oppervlaktebesmetting voorafgaand aan de regenval is 10 g/m².
De inneming van groente bedraagt 60 kg per jaar of 1 kg per
week. De groente is afkomstig van 1 m² grond.

De inneming bedraagt ongeveer 100 mg DU. Dit is significant
vanwege de chemische toxiciteit. De effectieve stralingsdosis
bedraagt ongeveer 0,1 mSv. Wassen reduceert de besmetting met
99 %.

Besmette handen

De handen zijn besmet met aarde met dezelfde DU-concentratie
als onder *Aarde in de mond*. De ingeslikte hoeveelheid DU is 10
tot 100 maal kleiner dan in het eerdere scenario.

Effectieve dosis gering (0,04 tot 0,4 µSv).

Besmet grondwater

Grondwater is besmet door het oplossen van DU dat over het
oppervlak is verspreid. Het water wordt als drinkwater gebruikt.
Het grondwater bevindt zich op een diepte van 3 m. 10 % van
het DU aan het oppervlak verdwijnt per jaar. De grond bevat 30
% water.

Doses binnen de drinkwaternormen.

Het UNEP-scenario gaat uit van stilstaand grondwater, terwijl BS
stromend water veronderstelt. In het eerste geval leidt dit tot een
pessimistische stralingsdosis van ongeveer 1 mSv per jaar terwijl
in het laatste geval een conservatieve schatting op 24 µSv per jaar
uitkomt. Het laatste scenario lijkt realistischer.

Besmet voedsel

Het voedsel is besmet doordat grazend vee grond heeft
ingenomen of omdat groente is gekweekt op de besmette
grondwaterspiegel.

Doses zeer gering bij voorzorgsmaatregelen.

Vlees en melk :minder dan 0,1 mSv per dag, daarom vee niet laten
grazen in besmet gebied.

UNEP-scenario geeft een effectieve dosis door ingestie van 7
µSv/jaar in geval van eten van planten die DU hebben opgenomen
via de wortels.

Externe straling

De leden van de bevolking worden extern blootgesteld aan
straling afkomstig van over het gebied uitgespreid DU-stof. Het
DU is gemengd met de bovenste 10 cm aarde (70 mg DU per kg
aarde).

Doses voor de bevolking zeer gering: 4 µSv/jaar

Dosisconversiecoëfficiënten voor DU

In deze bijlage zijn equivalente volgdozen vermeldt na het innemen van 1 Bq DU. De waarden zijn afkomstig uit ICRP-Publicaties 69 en 71.^{43,44}

Dosisconversiecoëfficiënten voor inhalatie in $\mu\text{Sv/Bq}$. Verondersteld is dat volwassenen stof inademen met een aërodynamische diameter van 1 μm en dat de DU-verbindingen slecht oplosbaar (ICRP-klasse S) zijn.

botoppervlak	0,47
nieren	0,17
rood beenmerg	0,049
ademhalingsorganen: bovenste luchtwegen	32
ademhalingsorganen: longen	67

Dosisconversiecoëfficiënten voor ingestie van DU in $\mu\text{Sv/Bq}$. Verondersteld is dat de DU-verbindingen slecht oplosbaar zijn.

rood beenmerg	0,759
longen	0.0255
