

41441-NUC 98-5209

Risico-evaluatie overstroming  
COVRA-terrein

Revisie 1: 18 december 1998

KEMA NUCLEAIR




41441-NUC 98-5209

Risico-evaluatie overstrooming  
COVRA-terrein

Revisie 1: 18 december 1998

Auteurs : L.C. Scholten  
R. Heling

Beoordeling/goedkeuring : C.W.M. Timmermans

par.  d.d. 24-12-'98  
par.  d.d. 24.12.'98  
par.  d.d. 24.12.'98

Opgesteld in opdracht van CORA

**INHOUD**

	blz.
<b>SAMENVATTING</b>	4
1 Inleiding	5
2 Bronterm	6
2.1 Activiteiten	6
2.2 Selectie relevante nucliden	8
3 Verspreiding	10
3.1 Modelbeschrijving	10
3.2 Uitgangspunten	11
3.3 Belastingspaden	12
3.4 Gebruikte parameters	14
4 Dosisberekeningen	15
5 Discussie en Conclusies	25
Referenties	26
Bijlage 1 Tabellen afvalinventaris COVRA per 31-12-1996	28

## SAMENVATTING

In Nederland is gekozen voor een langdurige bovengrondse opslag van radioactief afval in de faciliteiten die COVRA heeft op haar terrein in het Sloegebied in Zeeland. Er is een onderzoek gedaan of die opslag mogelijk is voor een termijn tot 300 jaar (KEMA, 1998). Het is niet uit te sluiten dat over een zo lange periode door klimaatsveranderingen een stijging van de zeespiegel optreedt, waardoor de kans op overstroming van het COVRA-terrein toeneemt. Als de risico's ten gevolge van een overstroming groot zouden blijken te zijn, dan is dat mogelijk een belemmering voor een langduriger opslag daar ter plaatse.

In opdracht van het Ministerie van Economische Zaken is een deterministische analyse gemaakt naar de mogelijke radiologische gevolgen van een overstroming. De analyse is gedaan op basis van de huidige afvalinventaris en met behulp van aquatische rekenmodellen. De mogelijke stralingsdosis voor het meest belaste lid van de bevolking is bepaald. Het blijkt dat de dosis ver onder het door VROM gehanteerd secundair risiconiveau is. Ondanks onzekerheden in diverse aannamen en parameters is daarom een zorgvuldiger analyse niet zinvol. Een verhoogde kans op overstroming door stijging van de zeespiegel is vanwege de radiologische risico's voor de bevolking geen belemmering voor een langdurige opslag op de huidige locatie.

## 1 INLEIDING

Het huidige COVRA-terrein is gebouwd op "Delta-hoogte", waardoor de kans op overstroming naar huidige maatstaven acceptabel is. Bij een levensduurverlenging van COVRA van 100 naar 300 jaar is het niet uit te sluiten dat door stijging van de zeespiegel c.q. landdaling de kans dat het huidige terrein van COVRA kan worden overspoeld toeneemt. Voor het eerst zal een overstroming optreden bij hoogwater tijdens een storm. Een ernstige verstoring van de opslag kan het gevolg zijn en een verspreiding in het water van radioactiviteit kan daarop volgen. Het overstromingsscenario zou maatgevend kunnen zijn voor de risico's van levensduurverlenging. In dit rapport is aangenomen dat na de overstroming niet op korte termijn het water weer bedwongen is c.q. dat er maatregelen zijn getroffen zodanig dat de vaten met afval niet meer aan uitloging door het zeewater zijn blootgesteld. Voor de beschouwingen is die termijn vastgelegd op maximaal één jaar.

Om de radiologische gevolgen van het vrijkomen van radioactiviteit uit de afvalopslag van de COVRA te bepalen is een deterministische berekening uitgevoerd naar het individuele risico in de jaren na de calamiteit met behulp van een aquatisch model. Een deterministische benadering houdt in dat niet gekeken wordt naar de kans van optreden; slechts de gevolgen als de calamiteit daadwerkelijk optreedt worden beschouwd. Het werkelijke risico is het product van de kans van optreden en het deterministische risico. De uitgangspunten voor de berekeningen zijn vastgesteld in KEMA (1997b).

Bij de toepassing van het aquatische model zijn een aantal aannamen gedaan wat betreft de bronterm, de compartimentering van de waterfase, de modellering van de besmetting van zeevoedsel en de keuze van de belastingspaden. In dit rapport zijn de uitgangspunten voor de berekeningen gedefinieerd. Voor de bronterm is een recente afvalinventaris voor het laag-en middelactief afval gebruikt, gecorrigeerd voor beperkte uitloging overeenkomstig voorgaande risicobepalingen. De kans op vrijkomen van hoogactief afval wordt nihil geacht en is derhalve niet in de bronterm opgenomen. Het gebruikte model voor de verspreiding in de Noordzee is eerder toegepast voor berekening van de radiologische risico's door lozingen van de Nederlandse kerninstallaties en van niet-nucleaire industrieën. De parameters voor consumptie van zeebanket zijn overeenkomstig gegevens van VROM. Andere parameters zijn ontleend aan gegevens opgesteld door de ICRP en de IAEA.

## 2 BRONTERM

Een belangrijk gegeven voor de bepaling van de risico's van een overstroming is de zogenaamde bronterm. Zeewater dat naar binnen dringt kan uitloging van het afval veroorzaken, waardoor activiteit naar buiten treedt. In de bronterm staat aangegeven welke nucliden en met welke activiteit deze in het water zouden kunnen geraken en dan verspreid worden. Conservatief is aangenomen dat al het afval in het LOG onder water komt te staan. De tijdsperiode waarin uitloging van activiteit kan plaatsvinden is voor dit rapport vastgesteld op één jaar. Aangenomen wordt dat binnen deze termijn effectieve maatregelen zijn getroffen om verdere uitloging te voorkomen.

De gehanteerde bronterm in dit rapport is gebaseerd op een recente afvalinventaris (KEMA, 1997a). De hoeveelheid afval neemt echter gestaag toe. De verwachting is dat de nucliden-samenstelling van het toekomstig afval niet wezenlijk anders zal zijn dan voor het huidige afval. (KEMA, 1998). Dit impliceert dat de berekende risico's rechtvaardig zullen zijn met de hoeveelheid afval. Extrapolatie naar een toekomstige hoeveelheid is dan eenvoudig lineair.

### 2.1 Activiteiten

Bij een overstroming kan zeewater naar binnen dringen in het LOG, het gebouw voor opslag van laag- en middelactief afval. In het kader van het project COVRA-300 is een afvalinventaris samengesteld van de nucliden en activiteiten die aanwezig waren op 1 januari 1997 in het LOG (KEMA, 1997a). Die inventaris vormt de basis voor het nucliden pakket dat in de navolgende dosisberekeningen wordt meegenomen. In bijlage A staat deze inventaris vermeld.

Anders dan het LOG is het Hoogactief Afval Behandelings- en Opslaggebouw (HABOG) waterdicht tot circa 10 m +NAP. Het is daarom onwaarschijnlijk dat radioactiviteit uit het HABOG in zee beland. Voor de bepaling van de risico's zijn daarom de activiteiten die in het HABOG aanwezig kunnen zijn niet mee genomen in de berekeningen. Technisch zou het wel mogelijk moeten zijn om ook het LOG tot grote hoogte waterdicht te maken; gezien echter de geringe risico's is daartoe geen noodzaak.

Voor het vaststellen van wat werkelijk uitloopt naar het zeewater is gebruik gemaakt van generieke uitloogsnelheden welke door COGEMA zijn vastgesteld, namelijk voor  $\alpha$ -emitters  $7,4 \cdot 10^{-7}$  g/cm<sup>2</sup>.dag, voor  $\beta/\gamma$ -emitters  $4,6 \cdot 10^{-5}$  g/cm<sup>2</sup>.dag en voor cesium  $1,0 \cdot 10^{-4}$  g/cm<sup>2</sup>. dag. (COGEMA, 1990). Vanwege de relatief grote mobiliteit van tritium wordt hiervoor dezelfde uitloogsnelheid in water aangehouden als voor cesium is vastgesteld. Deze keuze voor de uitloogsnelheden is dezelfde als die welke voor de Milieu Effect Rapportage is gebruikt (MER, 1995).

De omstandigheden waaronder deze proeven zijn uitgevoerd, zijn echter geheel anders dan in de situatie die bij een overstroming door de zee zal ontstaan. Karakteristieke verschillen ten opzichte van de uitloogproeven zijn:

- Het uitloogmedium is zeewater in plaats van gedemineraliseerd of drinkwater bij de uitloogproeven
- De afvalmatrix is omsloten door een betonnen of stalen container in plaats van vrije omstro-

ming van de matrix bij de uitloogproeven

- Een deel van de activiteit is aanwezig in een nauwelijks uitloogbare vorm. Dit geldt met name voor geactiveerd metalen delen en voor ingekapselde bronnen
- Verversing zal nauwelijks plaatsvinden in tegenstelling tot de regelmatige verversing bij de uitloogproeven
- De uitloogsnelheden die in de proeven gemeten zijn gelden voor een korte periode. Uitloging op langere termijn is met deze snelheden niet realistisch te bepalen, doordat als gevolg van uitloging de buitenste laag van de matrix een diffusiebarrière gaat vormen, waardoor vrijwel geen diffusie meer zal optreden. Dit is ook in uitloogproeven gebleken.

In het begin gaat het uitlogen relatief snel overeenkomstig de uitloogsnelheid, daarna neemt dit af. Het grootste deel van de totaal uit te logen activiteit zal in enkele weken plaatsvinden. Na circa 1 jaar zal vrijwel geen diffusie meer optreden. Voor de berekeningen wordt aangenomen dat over het éne jaar de uitloging constant blijft op het aanvangsniveau. De berekeningen met bovengenoemde uitloogsnelheden zullen dus de maximaal uitgeloopte activiteiten geven voor de verschillende groepen radionucliden.

De uitgeloopte activiteit, dit is de bronterm voor dit incident, kan nu worden berekend met de volgende functie:

$$A(t) = A_0 \cdot L \cdot \frac{S}{V} \cdot \frac{t}{\rho} \quad (1)$$

Hierin is:

$A(t)$  = uitgeloopte activiteit van een bepaald nuclide op tijdstip  $t$  (Bq)

$A_0$  = initieel aanwezige totale activiteit van een nuclide in de opslaggebouwen (Bq)

$L$  = uitloogsnelheid van een bepaald nuclide voor een bepaald immobilisatiematrix (g/cm<sup>2</sup>.dag)

$S$  = oppervlak waardoor uitloging kan plaatsvinden (cm<sup>2</sup>)

$V$  = volume afvalvat (cm<sup>3</sup>)

$t$  = tijdsduur waarin uitloging plaatsvindt (dagen)

$\rho$  = dichtheid geïmmobiliseerd afval (g/cm<sup>3</sup>)

Voor de berekening van de bronterm wordt nu het volgende verondersteld:

- Aangenomen wordt dat al het afval in 220-liter vaten aanwezig is. Dit betekent een overschatting van de bronterm omdat voor deze vaten de verhouding oppervlak/volume ( $S/V$  in bovenstaande formule) ongeveer tweemaal zo groot is als voor bijvoorbeeld de 1000-liter containers.
- Aangenomen wordt dat over het volledige oppervlak van de betonnen 220-liter cilinder uitwisseling met zeewater kan plaatsvinden. Ook dit overschat het resultaat omdat in de 220-liter vaten het verpakkingsbeton, met uitzondering van de bovenkant, omgeven is door een stalen buitenkant. De bovenkant is direct en volledig toegankelijk voor het zeewater. De afsluiting tussen de stalen buitenkant en het beton zal echter mogelijk niet volledig zijn, zodat ook via de tussennaad de rest van de betonnen verpakkingscilinder door het zeewater bereikt zal kunnen worden.

- Bij het verwerken van het afval worden de actieve afvalproducten altijd volledig omgeven door een niet radioactieve betonlaag. Deze laag vormt een extra barrière voor het uitloggen van de activiteit. Echter, microscheuren in de deklaag laten voor een kleine oppervlaktefractie uitloging toe. Het totale oppervlak aan microscheuren wordt verondersteld minder dan 0,1 % te zijn van het voor zeewater toegankelijke oppervlak. Open scheuren in de afdeklaag komen niet voor. Hierop wordt tijdens het verpakken toegezien. Een vrij toegankelijk oppervlak van 0,1 % wordt een ruime bovengrens geacht. Deze aanname leidt er toe dat voor de uitloging met een effectief oppervlak van  $2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2$  per 220-liter vat rekening moet worden gehouden.
- Gelet op de buitendijkse ligging van de COVRA-locatie zal overstroming van de vestigingsplaats leiden tot het onder water staan van het afval gedurende de stormvloed. Omdat het precieze verloop en de fysische gevolgen van een stormvloed in de verre toekomst niet bekend is, wordt veiligheidshalve voor de tijdsduur van de uitloging aangenomen dat al het afval gedurende één jaar in het zeewater blijft staan.
- Er wordt geen vervalcorrectie toegepast daar de uitlogingsperiode van één jaar kort is t.o.v. van de halfwaardetijden van de relevante nucliden.
- Voor de dichtheid van het afval in de 220-liter vaten wordt  $2,5 \text{ g/cm}^3$  aangehouden.

Met de bovenvermelde aannamen spoelt slechts een fractie van de aanwezige activiteit volgens bijlage A naar zee toe. Omdat de aannamen aan de conservatieve zijde zijn gekozen, zijn de fracties volgens formule (1) voor de drie groepen van verschillende uitloogsnelheid maximaal:

$\alpha$ -emitters	$\beta/\gamma$ -emitters	cesium/ tritium
$1 \cdot 10^{-8}$	$6 \cdot 10^{-7}$	$1,3 \cdot 10^{-6}$

## 2.2 Selectie relevante nucliden

Het pakket opgeslagen afval bevat een groot aantal nucliden, waarbij sommigen slechts in zeer geringe activiteit aanwezig zijn. Het is niet noodzakelijk om voor alle nucliden de dosis te berekenen. Slechts die nucliden die een relevante bijdrage tot de dosis leveren, zijn betrokken bij de berekening. De selectie is gemaakt op grond van de aanwezige inventaris in het afval, de dosisconversie-coëfficiënten (DCC) voor ingestie en inhalatie, de concentratiefactoren (CF) voor zeevoedsel en de uitloogbaarheid. Het product van de DCC, de CF, de uitloogbaarheid en de inventaris dient als maatstaf om de lijst met de meest belangrijke nucliden samen te stellen. Vier geselecteerde nucliden bepalen gezamenlijk de dosis voor meer dan 99,9 %. Deze geringe onderschatting is acceptabel.

Voor de DCC's zijn de meest recente waarden gebruikt, afkomstig uit IAEA Safety Series 115 (1996) of ICRP 72 (1995). De CF's zijn afkomstig uit IAEA Tecdoc-247 (1985).



De geselecteerde nucliden op grond van hun bijdrage zijn:

<u>nuclide</u>	%
Cs-137	97,4
C-14	1,5
Co-60	0,8
Sr-90	0,2

Daarnaast is Ra-226 geselecteerd, alhoewel de relatieve bijdrage slechts 0,02% is, om na te kunnen gaan of Radon enigermate een belasting voor de bevolking zou kunnen worden indien woningen gebouwd worden op zand gewonnen uit zee. Tevens zijn Am-241 en Pu-isotopen mede geselecteerd om de relatieve bijdrage in de dosis van  $\alpha$ -emitters aanschouwelijk te maken. Ook uranium en thorium zijn meegenomen, hoewel hun bijdrage gering is.

### 3 VERSPREIDING

#### 3.1 Modelbeschrijving

Box of compartiment modellen worden veelal toegepast voor risico analyses indien exacte gegevens over de verspreiding niet vereist zijn. Dit modeltype is gebaseerd op het principe van volledige menging in de compartimenten. Daar de belastingspaden in deze studie de consumptie van zeevoedsel, de inhalatie van verstuiven zeewater en het wonen op met zeezand opgehoogd land zijn, kan worden volstaan met algemene concentraties in de compartimenten.

De verspreiding van radionucliden vanaf de Westerschelde langs de Noordzeekust tot aan de Duitse bocht en naar het noordelijke deel van de Noordzee wordt gemodelleerd door middel van 10 compartimenten. Alle compartimenten staan met elkaar in verbinding in twee richtingen met als uitzondering het IJsselmeer, dat alleen via uitstroom met de kustwateren in verbinding staat (Heling, 1997, KEMA, 1994).

De horizontale verspreiding van radionucliden in de waterfase wordt gemodelleerd door een compartiment in de verticale richting aan te nemen (volledige verticale menging). Voor het verticale transport van en naar de sedimentlagen wordt de sedimentlaag met behulp van twee compartimenten gemodelleerd.

De sedimentlagen zijn niet alleen opslagreservoirs voor nucliden, maar leveren ook nucliden terug aan de waterfase. Met name bij lang levende radionucliden met hoge adsorptie aan slib bepaalt de aanwezigheid van de sedimentlaag in hoge mate het verloop van de activiteit in de waterfase. Processen die zijn meegenomen (Nicholson and MacKenzie, 1987) zijn sedimentatie en resuspensie, diffusie, bioturbatie (veroorzaakt door poriewateruitwisseling, en menging van de sedimentlaag) en begraving van sedimentdeeltjes naar diepere lagen.

Door de sterke stroming langs de Nederlandse kust zal de uitwisselingsnelheid tussen de horizontale compartimenten de verspreiding van radioactiviteit domineren. Het effect op de concentratie van de sedimentatie en teruglevering zal het sterkste zijn in het centrale deel van de Noordzee (continentale plat) waar de stroomsnelheden een factor 10-50 lager liggen dan in de kustwateren. Het noordelijke deel van de Noordzee is veel dieper zodat de concentraties in dit compartiment onbelangrijk worden.

Adsorptie aan zwevend slib speelt een belangrijke rol in de verspreidingsberekeningen. Niet alleen wordt de hoeveelheid radioactiviteit die naar het bodemsediment verdwijnt hierdoor bepaald, ook wordt de opgeloste fractie in de waterfase, en dus de biologische beschikbaarheid hierdoor verlaagd. Radionucliden die goed oplossen worden in zeeorganismen zeer goed opgenomen. De adsorptie wordt bepaald door de adsorptiecoëfficiënt  $K_d$ . Deze wordt gedefinieerd door de verhouding van nuclideconcentratie in de waterfase en de nuclideconcentratie aan slib. In het model wordt een relatief hoge  $K_d$  waarde aangenomen (IAEA, 1985) voor het zwevend slib. De getalswaarde voor het zwevend slib is de maximale waarde aangetroffen voor zeesediment. Daar nucliden voornamelijk adsorberen aan kleine sedimentdeeltjes is de  $K_d$  gerapporteerd in IAEA (1985) wel geschikt voor de sedimentlaag, maar niet voor het zwevend slib. De sedimentlaag bestaat namelijk uit gesedimenteerd zwevend slib en uit zand. IAEA (1985) geeft de  $K_d$ -waarde voor dit mengsel van kleine slibdeeltjes verdund in een matrix van

zand dat een veel lagere Kd heeft.

De Kd voor de sedimentlaag wordt dan berekend aan de hand van de volgende formule:

$$Kd(\text{totaal}) = Kd(\text{zwevend slib}) \cdot \alpha + Kd(\text{zand}) \cdot (1 - \alpha) \quad (2)$$

Waarbij  $\alpha$  de fractie slibdeeltjes in de sedimentlaag is. Deze fractie is over het algemeen hoger wanneer de diepte groter is. Voor de kustwateren is voor  $\alpha$  een waarde van 0,05 en voor de centrale Noordzee een waarde 0,1 gekozen.

Het model berekent het concentratieverloop in de waterfase (opgelost en geadsorbeerd) en in de twee sedimentlagen in elk van de compartimenten. De dosisberekeningen worden aan de hand van deze resultaten berekend.

### 3.2 Uitgangspunten

Voor de berekening van de verspreiding is het volgende verondersteld:

- Er wordt rekening gehouden met radioactief verval gedurende de beschouwde risicoperiode.
- De verspreiding van de radioactiviteit heeft vooral betrekking op het transport langs de kustwateren, omdat daar de meeste effecten te verwachten zijn. De verspreiding over de Noordzee of Atlantische kustwateren is vanwege de grotere verdunning niet meegenomen.
- Er wordt gebruik gemaakt van een compartimentenmodel. De compartimenten, waarin complete menging van de nucliden wordt verondersteld, zijn gekozen aan de hand van eerdere studies (ECN, 1990; KEMA, 1993; Heling, 1996; KEMA, 1994).
- De verspreiding in de water- en sedimentfase is dynamisch gemodelleerd. De vergelijkingen zijn afkomstig uit rapporten van MacKenzie en Nichol森 (UKAEA, 1987). Bij de opname in zeedieren is gebruik gemaakt van concentratiefactoren afkomstig uit IAEA (1985). Dit leidt voor langzaam accumulerende radionucliden tot een overschatting ten opzichte van de werkelijke situatie; dit is een compensatie voor het feit dat piek-concentraties voor dit type nuclide met name voor toppredatoren na het eerste jaar ligt.
- De output van het verspreidingsmodel is de activiteitsconcentratie in water, sediment, zwevend slib en zeedieren.
- Ingroei van langlevende dochternucliden is in de verspreidingsberekeningen verwaarloosd vanwege de korte periode waarover de verspreiding wordt berekend; kortlevende dochternucliden worden verondersteld in evenwicht te blijven met de moeder.

### 3.3 Belastingspaden

Bij de verspreiding van radioactiviteit kunnen verschillende belastingspaden worden gedefinieerd, een aantal daarvan zijn geselecteerd op grond van de te verwachten bijdrage tot de individuele dosis. Bij de berekening is de consumptie van visserijproducten (zeevis, mosselen, garnalen) en de inhalatie van opwervend zeewater en verstuivend sediment betrokken. Dit is vooral van belang voor de bevolking aan de kust. Niet beschouwd zijn externe bestraling via het water of strand (strandverblijf, zwemmen, boot-recreatie ) vanwege de lage bijdrage aan de dosis, en de relatieve korte verblijftijd aan het strand. Reden voor deze uitsluiting is de relatief

lage dosisbijdrage gebleken in eerdere studies (EC,1991; Heling,1996; KEMA,1994) en de mogelijkheid tot tijdelijke verboden.

#### *Belastingspad visconsumptie*

De concentratie in vis wordt berekend aan de hand van de opgeloste concentratie in de waterfase met behulp van concentratiefactoren (EC, 1991). De hoeveelheid geconsumeerd zeevoedsel uit een bepaald compartiment wordt berekend door de fractie van de totale visvangst te vermenigvuldigen met de totale jaarconsumptie in Nederland.

Voor de consumptie van vis en visserijproducten zijn gebruikt de gegevens uit "Beleidsstandpunten Stralingshygiene" (VROM,1993). Er wordt aangenomen dat de jaarconsumptie aan vis en visserijproducten uit de Nederlandse wateren afkomstig is. Per jaar wordt 4 kg zeevis, en 0,3 kg schaal- en schelpdieren geconsumeerd. De jaarconsumptie is verdeeld over de verschillende compartimenten langs de kust. Bij de berekening van de concentratie in organismen, zijn de schaal- en schelpdieren opgesplitst in twee afzonderlijke groepen daar de concentratiefactor verschilt voor beide organismen. De jaarconsumptie (0,3 kg) is opgesplitst naar rato van maximale jaarconsumptie van 1 kg garnalen, en 7 kg mosselen. Dit levert 0,26 kg mosselen, en 0,04 garnalen per jaar op.

De vangstgegevens voor visserijproducten zijn afkomstig uit (ECN,1990). De concentratiefactoren voor visserijproducten zijn afkomstig uit IAEA (1985).

#### *Belastingspad inhalatie*

Kustbewoners krijgen radioactiviteit binnen door inhaleren van verstoven zeewater en opgewerfelde sedimentdeeltjes. De dosis wordt beschreven volgens (IAEA,1984 en 1986). Dit ontstaat doordat opwervend zeewater verdampt en door de wind richting kust wordt getransporteerd. Opwervende sedimentdeeltjes zijn afkomstig van de kustlijn, en bevatten naast sedimentdeeltjes, water en zoutkristallen. De getransporteerde hoeveelheden zijn afhankelijk van de windsnelheid aan de kust. In het model zijn gemiddelde omstandigheden aangenomen, en hoewel bij extreme weersomstandigheden grotere hoeveelheden verstoven zeewater en sediment worden getransporteerd, levert dit niet een hogere dosis op, daar een relatief kleinere fractie inhaleerbaar is, en bij deze omstandigheden een relatief kleinere groep bewoners wordt blootgesteld. Dus de groep bewoners die bij extreme weersomstandigheden aan de kust verblijft wordt niet in beschouwing genomen.

Voor de berekening van de dosis door inhalatie van opgewerveld sediment en verstoven zeewater is gebruik gemaakt van vergelijkingen afkomstig uit IAEA-Safety Series (1984, 1986). Er is aangenomen dat inhalatie van deeltjes het gehele jaar door plaatsvindt en dat er geen afscherming plaatsvindt, analoog aan de voorwaarden voor deze berekening zoals opgesteld in "Beleidsstandpunten Stralingshygiene" (VROM, 1993).

*Wonen op met zeezand opgehoogd terrein.*

Radium dat in het zeezand is terechtgekomen kan tot een dosis leiden door inhalatie van de dochterproducten van radon als dit gas vrijkomt bij gebruik van zeezand als bouwzand. In het model worden de regels uit het Basisdocument Radon (RIVM,1991) gehanteerd. De dosis als gevolg van inhalatie van radon en dochterproducten kan aan de Ra-226 concentratie worden gerelateerd. De gemiddelde concentratie in woonhuizen bedraagt volgens het basisdocument 29 Bq.m<sup>-3</sup>, waarvan 2/3 afkomstig is uit de kruipruimte. De dosis ten gevolge van deze concentratie bedraagt 1,3 mSv per jaar. De gemiddelde bodemconcentratie aan Ra-226 bedraagt in Nederland 26 Bq.kg<sup>-1</sup>, zodat een factor van 0,05 mSv per jaar per Becquerel Ra-226 in één kg zand gehanteerd kan worden. Met deze factor is de extra bijdrage door radium afkomstig van uitlozing uit afval van COVRA te berekenen.

Er is aangenomen dat de bovenste 10 cm van de zeebodem wordt gebruikt. Dit is een overschatting van de concentratie, door volgens het Ministerie van Verkeer en Waterstaat ongeveer 20-30 cm van de zeebodem wordt afgegraven. De concentratie is dan ongeveer een factor 2 à 3 lager dan in de modelberekening.

### 3.4 Gebruikte parameters

In het voorgaande zijn nuclide afhankelijke parameters gedefinieerd. De voor de berekeningen geselecteerde waarden staan aangegeven in tabel 1.

Tabel 1 Nuclide parameters gebruikt voor de berekeningen (voor referenties zie tekst)

Nuclide	Concentratiefactor [l/kg]			$K_d(w)$ [m <sup>3</sup> /kg]	DCC [Sv/Bq]	
	zeevis	garnalen	mosselen		ingestie	inhalatie
Co-60	1000	5000	5000	10000	3,4E-9	3,1E-8
Cs-137+	100	30	30	20	1,3E-8	9,7E-9
C-14	20000	20000	20000	10	5,8E-10	5,8E-9
Am-241	50	500	20000	20000	2,4E-7	9,6E-5
Pu-239	40	300	3000	1000	2,5E-7	1,2E-4
Ra-226+	500	100	1000	500	2,8E-7	9,5E-6
Th-232	600	1000	1000	100000	2,3E-7	1,1E-4
Pu-242	40	300	3000	1000	2,4E-7	1,1E-4
U-238+	1	10	30	1	4,8E-8	8,0E-6
Cs-134	100	10	10	20	1,9E-8	9,1E-9
Cd-109	1000	10000	20000	100	2,0E-9	8,1E-9
Sr-90+	2	2	1	0.5	3,1E-8	1,6E-7

Gezien de onderlinge samenhang van deze parameters en de verschillen in verspreiding over de compartimenten is niet op voorhand te voorspellen wat de risico's voor de bevolking kunnen zijn. Een computerprogramma kan wel rekening met deze verbanden houden. Een sluitende verklaring van de uitkomsten van zo'n programma vraagt dan een uitputtende beschrijving.

#### 4 DOSISBEREKENINGEN

Voor de referentiegroep is de individuele dosis berekend. Deze referentiegroep betreft kustbewoners daar die aan verstoven zeewater worden blootgesteld. Voor de ingestiedosis van deze groep is aangenomen dat zij het normale consumptiepatroon van de Nederlandse bevolking volgt. Voor de dosisberekening is gebruik gemaakt van de meest recente DCC's (Dosis Conversie Coëfficiënten) voor volwassenen (zie tabel 1). Deze waarden zijn afkomstig uit IAEA Safety Series 115 (1996) of ICRP 72 (1995). Indien een radionuclide dochteringroei vertoont, wordt de DCC van het nuclide en de dochter genomen. De lozing wordt verondersteld een jaar te duren, de dosiseffecten worden over een periode van 10 jaar doorgerekend. De nadruk ligt op de maximale jaardosis ontvangen door de bevolking in de eerste tien jaar.

In tabel 2 zijn de resultaten samengevat uitgesplitst naar de bijdrage uit de afzonderlijke compartimenten, naar de bijdrage per nuclide en naar het belastingspad.

Tabel 2 Cumulatieve doses over 10 jaar, uitgesplitst naar compartiment, naar nuclide en naar belastingspad

Compartiment	Sv per 10 jaar	Nuclide	Sv per 10 jaar	Pad	Sv per 10 jaar
Westerschelde	2,85E-15	Cs-137+	2,32E-13	zeevis	2,28E-13
Belgische kust	1,27E-15	Co-60	2,52E-16	garnalen	1,10E-15
Westkapelle-R'dam	3,45E-14	Am-241	4,76E-17	mosselen	1,03E-14
Oosterschelde	5,35E-15	Sr-90+	9,59E-16	deeltjes	8,20E-19
R'dam-Den Helder	5,35E-14	Cd-109	4,55E-18	zeewater	3,15E-16
Waddenkust	4,75E-14	Cs-134	1,15E-17	landfill	2,39E-13
Waddenzee	5,76E-15	Th-232+	1,15E-20		
Duitse bocht	1,69E-14	U-238+	2,50E-18		
Noordzee	3,11E-13	C-14	6,70E-15		
		Pu-242	5,10E-18		
		Pu-239	5,11E-18		
		Ra-226+	2,39E-13		
Totaal	4,79E-13		4,79E-13		4,79E-13

In tabel 3 is het verloop van de dosis in de tijd voor de verschillende radionucliden aangegeven met de weergave van de maximale dosis per maand, het tijdstip waarop dit plaatsvindt, de maanddosis op drie tijdstippen (1, 5, en 10 jaar), en de cumulatieve dosis na 1, 5 en 10 jaar. In de figuren 1 en 2 is dit grafisch weergegeven.

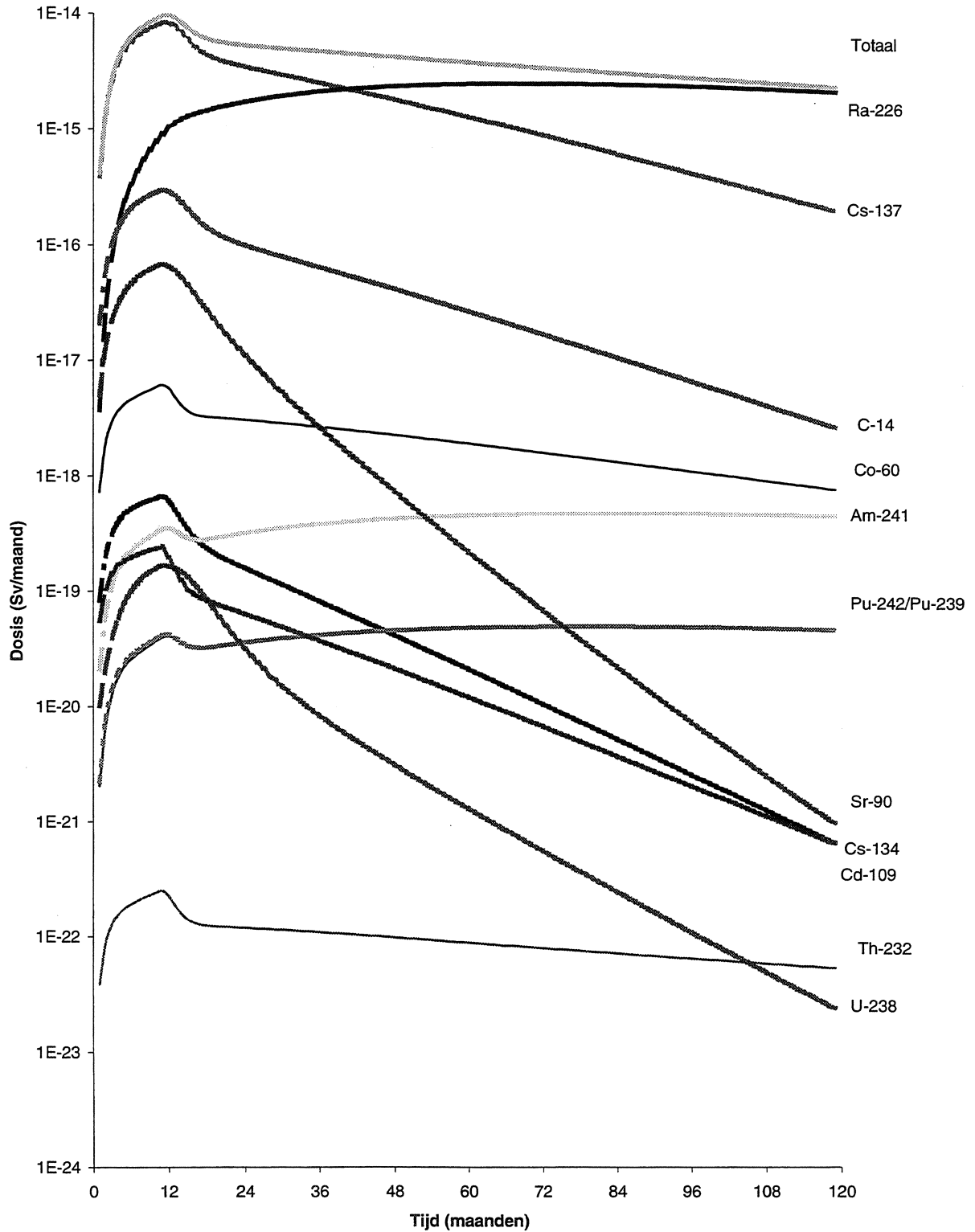
Het blijkt dat de dosis bepaald wordt door het nuclide Cs-137 en door het eten van zeevis. Reeds in het eerste jaar wordt het maximale dosistempo bereikt. De dosis door Radon in woonhuizen door gebruik van met Ra-226 besmet zeezand is ook relatief belangrijk. De dosis door inhalatie van opgewerveld zeewater en sediment is verwaarloosbaar ten opzichte van de dosis door ingestie en de radondosis.

Tabel 3 Verloop van het dosistempo en de cumulatieve dosis in de tijd

Nuclide	max. dosis (Sv/mo)	tijdstip max. (mo)	Dosis (Sv/mo)			Cumulatieve dosis (Sv)		
			1 jaar	5 jaar	10 jaar	1 jaar	5 jaar	10 jaar
Cs-137+	8,25E-15	12	8,25E-15	1,26E-16	1,94E-16	6,36E-14	1,99E-13	2,32E-13
Co-60	6,13E-18	11	5,71E-18	1,88E-18	7,51E-19	5,13E-17	1,80E-16	2,52E-16
Am-241	4,68E-19	82	3,48E-19	4,50E-19	4,68E-19	2,59E-18	2,05E-17	4,76E-17
Sr-90+	6,74E-17	11	6,50E-17	2,17E-19	9,58E-22	5,22E-16	9,57E-16	9,59E-16
Cd-109	2,41E-19	11	1,95E-19	1,20E-20	6,41E-22	2,16E-18	4,33E-18	4,55E-18
Cs-134	6,62E-19	11	6,04E-19	2,09E-20	6,62E-19	5,62E-18	1,12E-17	1,15E-17
Th-232	2,51E-22	11	2,24E-22	8,85E-23	5,35E-23	2,14E-21	7,45E-21	1,15E-20
U-238+	1,66E-19	11	1,63E-19	1,29E-21	2,39E-23	1,18E-18	2,48E-18	2,50E-18
C-14	2,98E-16	11	2,90E-16	2,62E-17	2,58E-18	2,33E-15	6,11E-15	6,70E-15
Pu-242	4,89E-20	79	4,20E-20	4,77E-20	4,55E-20	3,15E-19	2,27E-18	5,10E-18
Pu-239	4,93E-20	79	4,03E-20	4,80E-20	4,59E-20	2,98E-19	2,26E-18	5,11E-18
Ra-226+	2,46E-15	69	1,02E-15	2,44E-15	2,46E-15	5,18E-15	1,01E-13	2,39E-13
Som			9,63E-15	3,73E-15	2,66E-15	7,17E-14	3,07E-13	4,79E-13

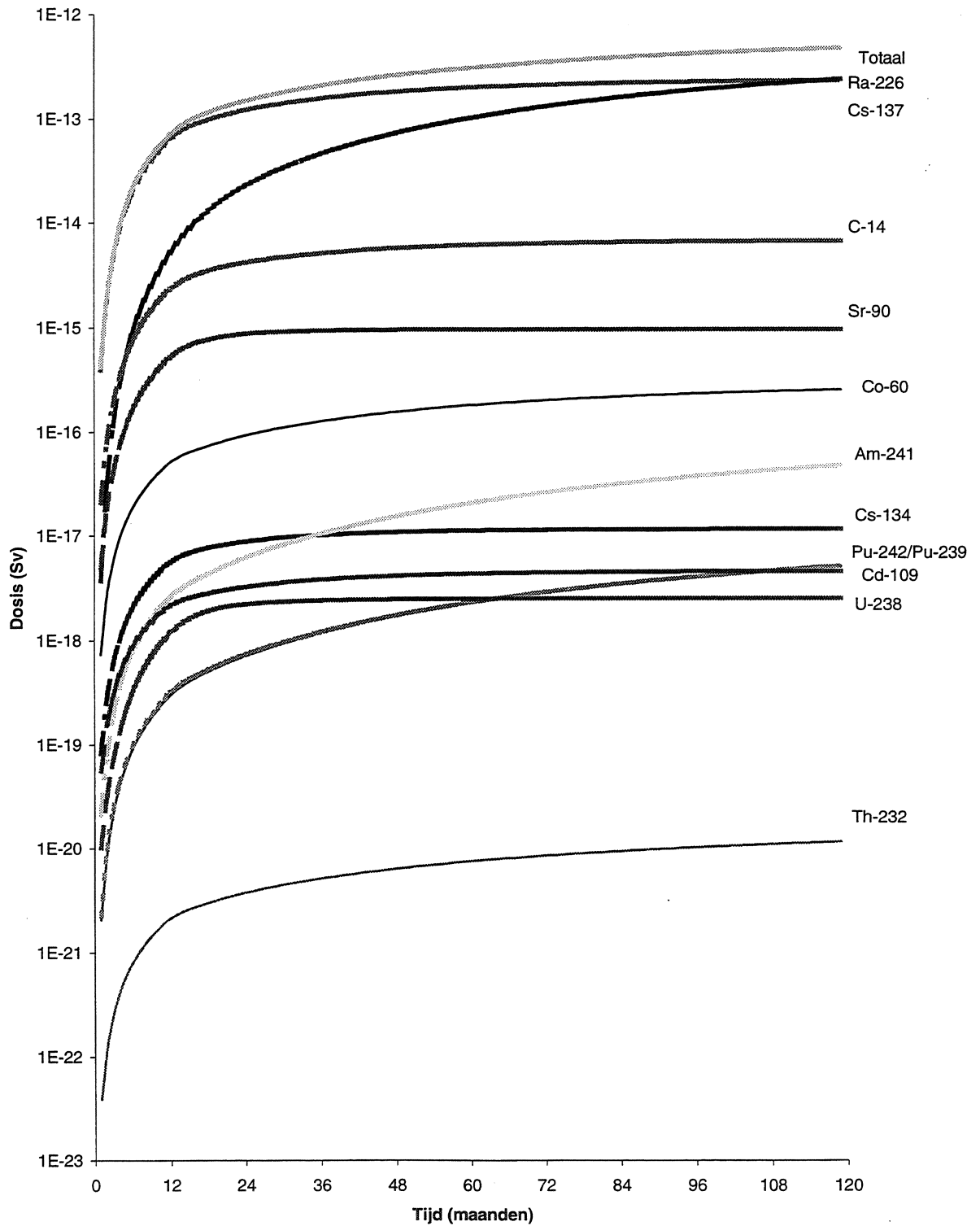


Dosis vs tijd



Figuur 1 Verloop van dosistempo in de tijd gespecificeerd naar radionuclide

Geaccumuleerde dosis



Figuur 2 Cumulatieve dosis als functie van de tijd, gespecificeerd naar radionuclide

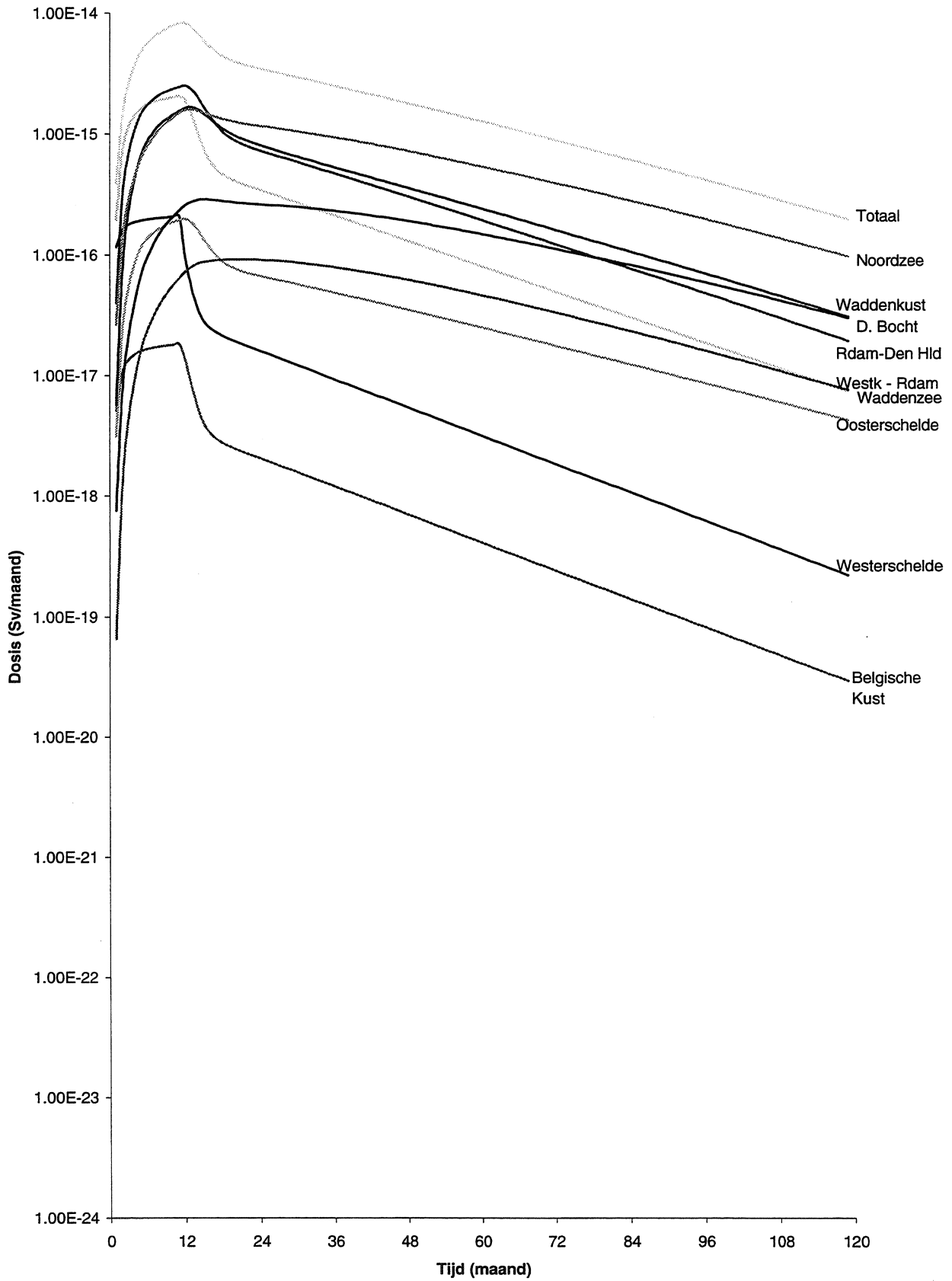
In figuur 1 is te zien dat in het eerste jaar (12 maanden) voor ieder nuclide het dosistempo geleidelijk toeneemt. Dit komt omdat aangenomen is dat over het eerste jaar het afval gelijkmatig wordt uitgeloozd. Dan stopt de uitlozing en afhankelijk van het migratiegedrag van het betreffende nuclide verandert het dosistempo in de tijd. Dat migratiegedrag is sterk afhankelijk van de factoren vermeld in paragraaf 3.1, de modelbeschrijving. Een volledige analyse voor ieder nuclide vereist een diepgaande studie in de omvangrijke resultaten van de berekeningen.

Om toch enig nader inzicht te presenteren is in tabel 4 voor de vijf belangrijkste nucliden de cumulatieve dosis over 10 jaar uitgesplitst naar de bijdrage voor ieder der 10 compartimenten. In de figuren 3-7 is voor dezelfde nucliden het dosistempo over de eerste 10 jaar uitgezet naar de bijdrage voor ieder compartiment.

Tabel 4 Cumulatieve dosis over 10 jaar uitgesplitst voor 5 nucliden per compartiment

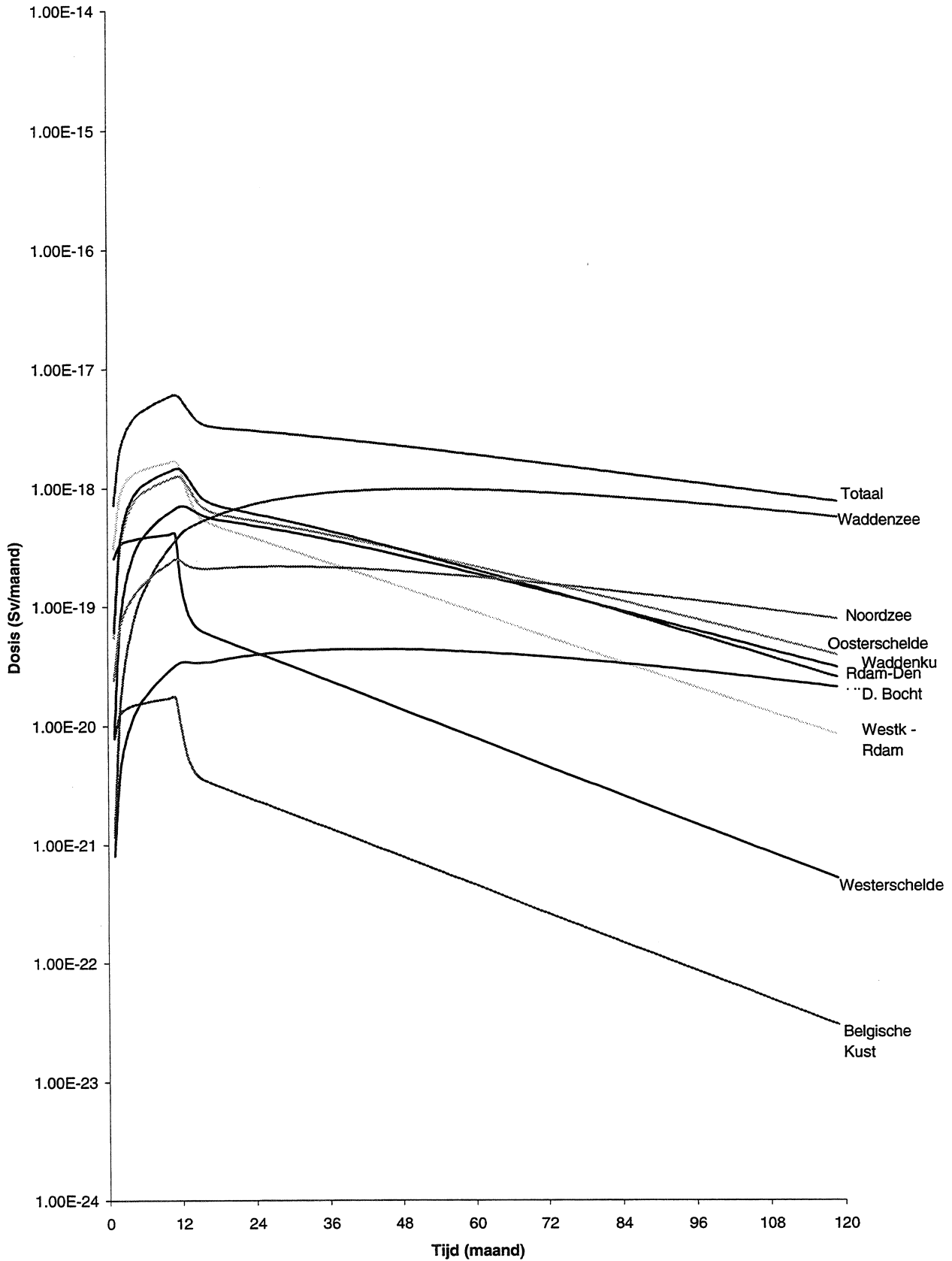
Compartiment	Cs-137+	Co-60	Sr-90+	Am-241	Ra-226+
Westerschelde	2,77E-15	5,,77E-18	2,58E-17	3,49E-19	1,57E-19
Belgische kust	2,63E-16	2,62E-19	1,37E-16	4,15E-20	1,90E-20
Westkapelle-R'dam	3,36E-14	3,10E-17	1,09E-16	1,51E-19	3,00E-18
Oosterschelde	4,88E-15	3,70E-17	3,66E-17	1,18E-17	1,92E-18
R'dam- Den Helder	5,20E-14	3,96E-17	1,68E-16	1,60E-19	4,54E-18
Waddenkust	4,62E-14	2,79E-17	1,53E-16	1,21E-19	3,51E-18
Waddenzee	5,17E-15	8,78E-17	3,31E-17	3,49E-17	5,78E-18
Duitse bocht	1,64E-14	3,99E-18	5,78E-17	2,17E-20	7,20E-19
Noordzee	7,07E-14	1,90E-17	2,40E-16	9,12E-20	3,43E-18
Noordzeezand	-	-	-	-	2,39E-13
Totaal	2,32E-13	2,52E-16	9,59E-16	4,76E-17	2,39E-13

Dosis bijdrage Cs-137 per maand vs tijd,  
per compartiment



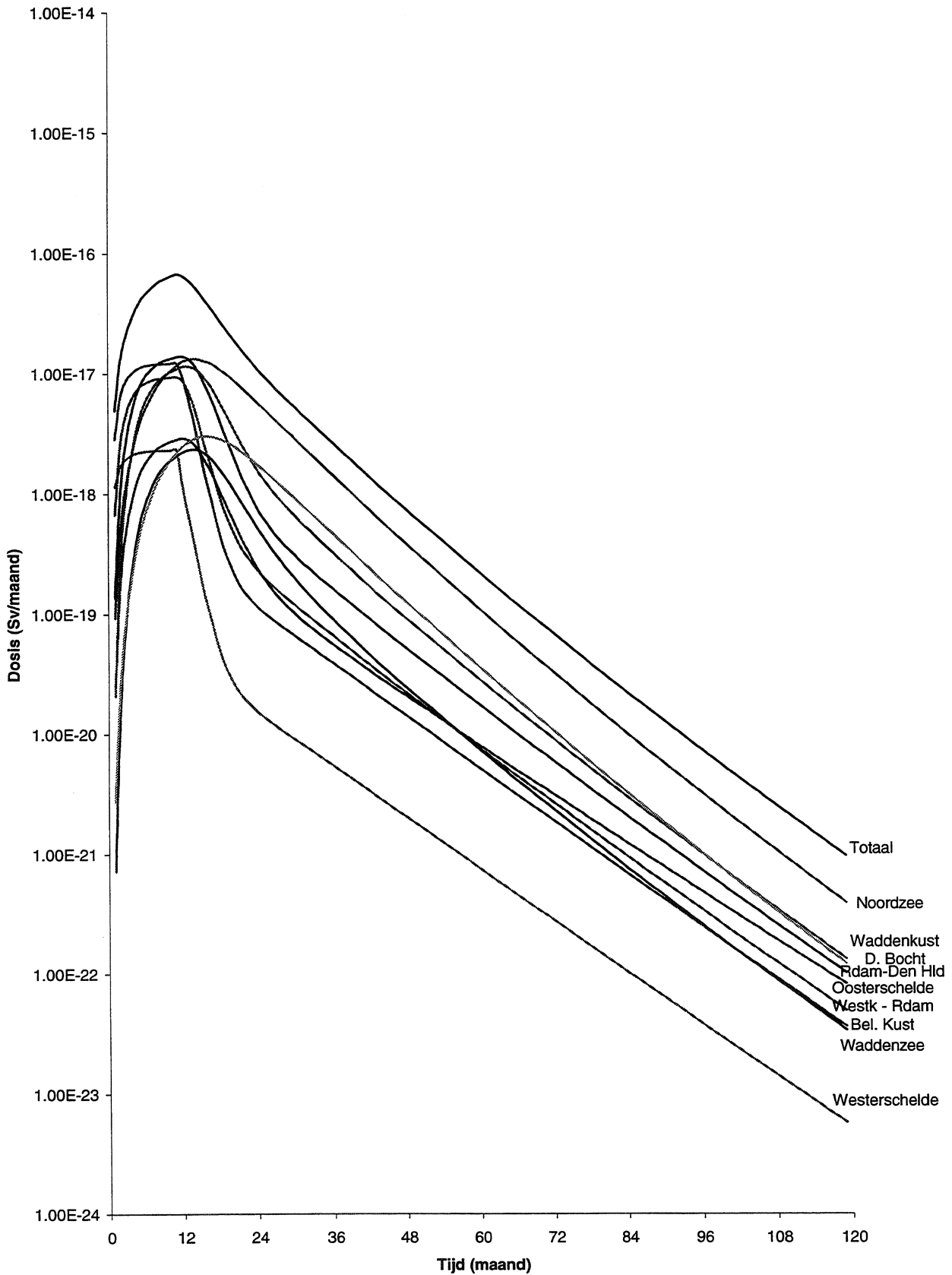
Figuur 3 Dosistempo voor Cs-137+ versus tijd voor afzonderlijke compartimenten

Dosis bijdrage Co-60 per maand vs tijd,  
 per compartiment

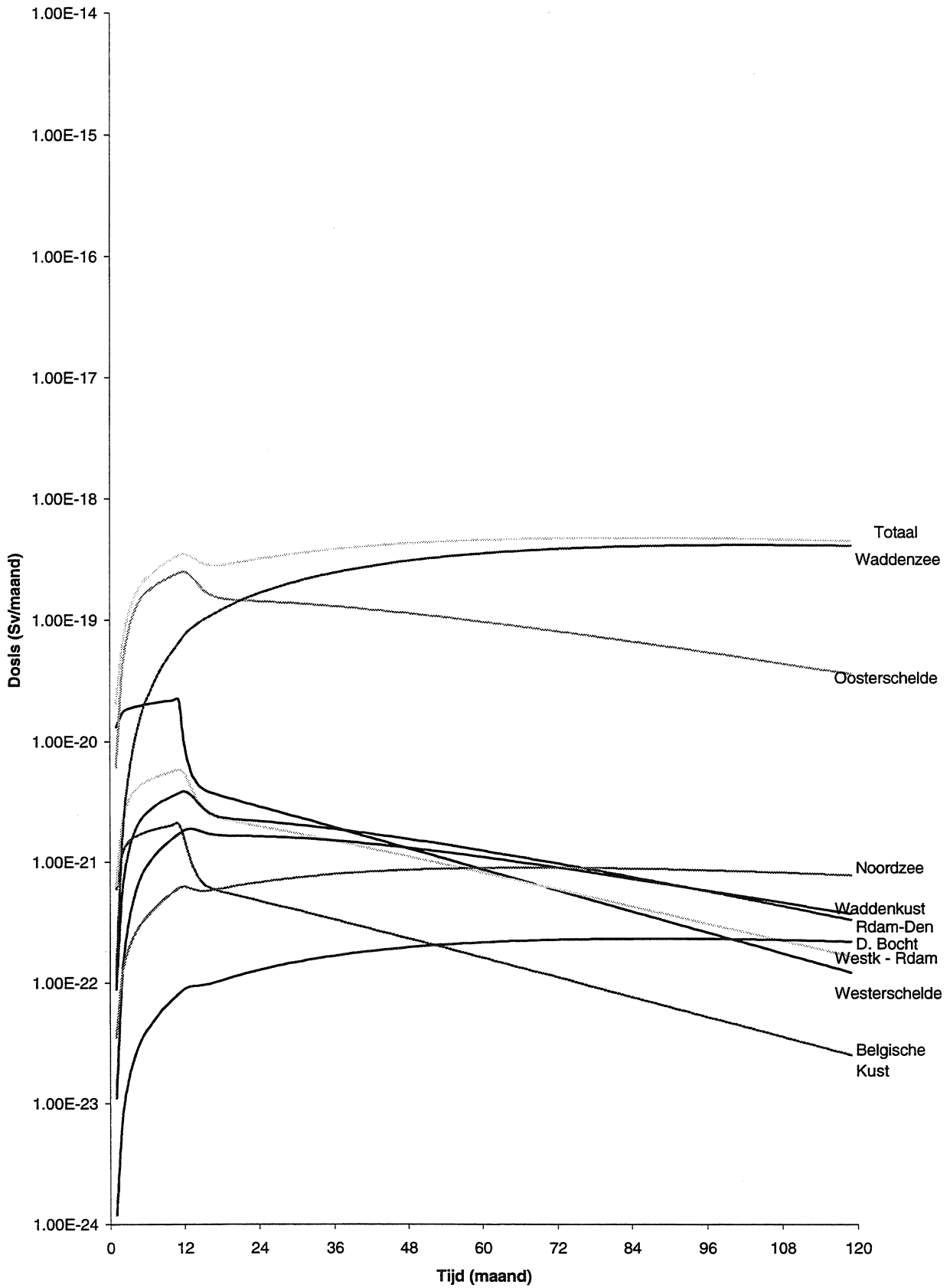


Figuur 4 Dosistempo voor Co-60 versus tijd voor afzonderlijke compartimenten

Dosis bijdrage Sr-90 per maand vs tijd,  
per compartiment



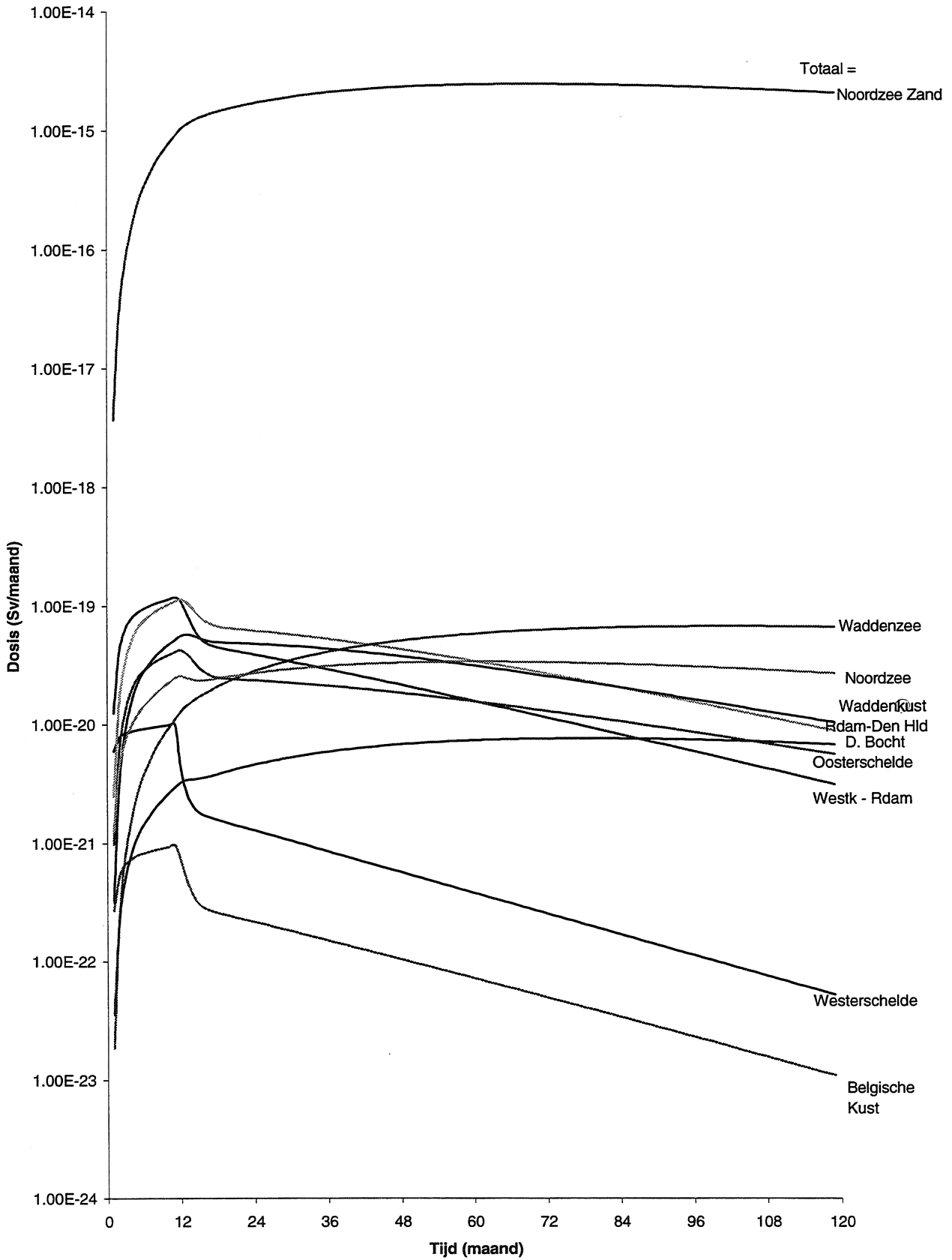
Figuur 5 Dosistempo voor Sr-90+ versus tijd voor afzonderlijke compartimenten



Figuur 6 Dosistempo voor Am-241 versus tijd voor afzonderlijke compartimenten

-24-  
Dosis bijdrage Ra-226 per maand vs tijd,  
per compartiment

41441-NUC 98-5209  
revisie 1



Figuur 7 Dosistempo voor Ra-226+ versus tijd voor afzonderlijke compartimenten



## 5 DISCUSSIE EN CONCLUSIES

De gevolgen van een overstroming van het COVRA terrein waarna een langdurige uitloging van het afval opgeslagen in het LOG-gebouw kan optreden zijn berekend op de maximale individuele stralingsdosis voor een referentiepersoon. Uitgegaan is van een recente afvalinventaris en uitlogingsfactoren uit de literatuur. De dosis zijn berekend met behulp van een verspreidingsmodel voor de Noordzee, in het bijzonder langs de Nederlandse kust.

De effectieve dosis als de som van inhalatiedosis en ingestiedosis is voor de referentiegroep het hoogste over het eerste jaar van blootstelling en bedraagt maximaal  $7,2 \cdot 10^{-14}$  Sv en de geïntegreerde dosis over 10 jaar bedraagt  $4,8 \cdot 10^{-13}$  Sv. De directe dosis wordt vrijwel volledig bepaald door Cs-137. Voor de aanname dat zeezand gebruikt wordt voor ophoging van terreinen bestemd voor woningbouw, wordt verwacht dat door vrijkomen van radon uit de besmetting van dat zand met radium een dosis van gelijke orde van grootte als voor Cs-137 opgelopen zou kunnen worden.

Deze doses zijn ver onder het door VROM gehanteerde secundair risiconiveau van  $4 \cdot 10^{-7}$  Sv per jaar. Een onderschatting van de bronterm omdat in de toekomst de hoeveelheid afval zal toenemen heeft geen invloed op deze conclusie. Een andere onzekere term betreft de uitlogingsfactoren. Deze zijn berekend met formule (1) waarin uitlogingscoëfficiënten van COGEMA zijn ingevuld. Als door het natuurgeweld van een overstroming vaten beschadigd zouden raken, betekent dit modelmatig dat de uitlogingscoëfficiënten groter gekozen zouden moeten worden. Omdat echter de berekende dosis meer dan een factor  $5 \cdot 10^6$  lager is dan de dosis behorend bij het secundair risiconiveau, is ook hier een eventuele (grote) onderschatting irrelevant voor de eindconclusie.

Het radiologisch risico ten gevolge van uitloging bij een overstroming van het laag- en middelactief afval opgeslagen bij COVRA kan nihil genoemd worden omdat dit risico ver onder het secundair risiconiveau zal blijven. Een zorgvuldiger analyse naar de gevolgen, waarbij beter bepaalde parameters en zorgvuldiger aannamen, worden gebruikt is niet zinvol.

KEMA, 1997b (Scholten, L.C., Heling, R.) Uitgangspunten modellering overstromingsscenario COVRA. KEMA-rapport 41441-NUC 975280 revisie 1.

KEMA, 1998 (Scholten, L.C. ed.) Inventarisatie en mogelijkheden voor bovengrondse opslag voor 300 jaar van laag- en middelactief afval. KEMA-rapport 41436-NUC 97-9225 rev.1.

MER, 1995. Milieu Effect Rapportage COVRA

RIVM, 1991 (Vaas, L.H., Jal, H.B., de Jong, P., Slooff, W.) Basisdocument Radon. RIVM-rapport 710401014.

UKAEA, 1987 (MacKenzie, J Nicholson S.); COLDOS - A Computer code for the estimation of collective doses from radioactive releases to the sea. Safety and Reliability Directorate, reportno. UKAEA, SRD Report R 389.

VROM (1993); Beleidsstandpunten Stralingshygiene Vergunningverlening, Deel 1, Toepassingen, VROM/SVS, Straling en Nucleaire Veiligheid, versie 15 December 1993

Tabel A Afvalinventaris COVRA per 31-12-1996

Nuclide	naam	halveringstijd	vrijstellingsgrens		activiteit einde 1996 MBq
			Bq	Bq/g	
H-3	tritium	12.3 a	10 <sup>9</sup>	10 <sup>6</sup>	1.60 E8
Be-7	beryllium	53.3 d	10 <sup>7</sup>	10 <sup>3</sup>	2.20 E0
C-14	koolstof	5730 a	10 <sup>7</sup>	10 <sup>4</sup>	4.71 E5
Na-22	natrium	2.60 a	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	7.21 E3
Na-24	natrium	15.0 h	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	-
P-32	fosfor	14.3 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>3</sup>	5.10 E0
P-33	fosfor	25.3 d	10 <sup>8</sup>	10 <sup>5</sup>	4.30 E0
S-35	zwavel	87.5 d	10 <sup>8</sup>	10 <sup>5</sup>	1.46 E4
Cl-36	chloor	3.0*10 <sup>5</sup> a	10 <sup>6</sup>	10 <sup>4</sup>	1.41 E3
K-40	kalium	1.28*10 <sup>9</sup> a	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	0.20
Ca-45	calcium	163 d	10 <sup>7</sup>	10 <sup>4</sup>	2.89 E2
Sc-46	scandium	83.8 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	0.60
V-48	vanadium	16.0 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	-
Cr-51	chroom	27.7 d	10 <sup>7</sup>	10 <sup>3</sup>	2.54 E3
Mn-54	mangaan	312.2 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	9.61 E5
Fe-55	ijzer	2.7 a	10 <sup>6</sup>	10 <sup>4</sup>	4.51 E5
Fe-59	ijzer	45.1 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	1.96 E2
Co-57	cobalt	271.3 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	2.56 E3
Co-58	cobalt	70.8 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	1.61 E3
Co-60	cobalt	5.27 a	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	1.14 E8
Ni-59	nikkel	7.5*10 <sup>4</sup> a	10 <sup>8</sup>	10 <sup>4</sup>	4.16 E2
Ni-63	nikkel	100 a	10 <sup>8</sup>	10 <sup>5</sup>	5.07 E5
Zn-65	zink	244 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	1.27 E4
As-73	arseen	80.3 d	10 <sup>7</sup>	10 <sup>3</sup>	-
As-74	arseen	17.8 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	-
As-76	arseen	26.4 h	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	-

Tabel A vervolg

Nuclide	naam	halveringstijd	vrijstellingsgrens		activiteit einde 1996 MBq
			Bq	Bq/g	
Se-75	selenium	120 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	0.60
Kr-81	krypton	2.1*10 <sup>5</sup> a	10 <sup>7</sup>	10 <sup>4</sup>	0.90
Kr-85	krypton	10.76 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>5</sup>	7.66 E5
Rb-83	rubidium	86.2 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Rb-84	rubidium	32.8 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	-
Rb-86	rubidium	18.7 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Sr-85	strontium	64.9 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	6.80 E0
Sr-89	strontium	50.5 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>3</sup>	7.91 E3
Sr-90	strontium	28.5 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>2</sup>	1.41 E7
Y-88	yttrium	106.6 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	1.21 E1
Y-90	yttrium	64.1 h	10 <sup>5</sup>	10 <sup>3</sup>	-
Y-91	yttrium	58.5 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>3</sup>	8.37 E3
Zr-88	zircoon	83.4 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	1.90 E0
Zr-95	zircoon	64.0 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	8.38 E3
Nb-93m	niobium	13.6 a	10 <sup>7</sup>	10 <sup>4</sup>	0.50
Nb-95	niobium	35.0 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	-
Nb-97	niobium	74 m	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	-
Mo-99	molybdeen	66.0 h	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	3.21 E3
Tc-99m	technetium	6.0 h	10 <sup>7</sup>	10 <sup>2</sup>	3.70 E1
Tc-99	technetium	2.1*10 <sup>5</sup> a	10 <sup>7</sup>	10 <sup>4</sup>	2.79 E4
Ru-103	rubidium	39.35 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	2.67 E4
Ru-106	rubidium	368 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	3.17 E2
Ag-108m	zilver	127 a	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	5.51 E1
Ag-110m	zilver	249.9 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	1.56 E3

Tabel A vervolg

Nuclide	naam	halveringstijd	vrijstellingsgrens		activiteit einde 1996 MBq
			Bq	Bq/g	
Cd-109	cadmium	453 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>4</sup>	5.56 E4
Cd-115	cadmium	53.4 h	10 <sup>6</sup>	10 <sup>3</sup>	3.25 E2
Cd-115m	cadmium	44.8 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	3.00 E0
In-111	indium	2.81 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	0.10
In-114m	indium	49.5 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	-
In-115m	indium	4.49 h	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Sn-113	tin	115.1 d	10 <sup>7</sup>	10 <sup>3</sup>	-
Sb-124	antimoon	60.3 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	1.06 E1
I-123	jodium	13.2 h	10 <sup>7</sup>	10 <sup>2</sup>	-
I-125	jodium	60.14 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>3</sup>	2.65 E3
I-129	jodium	1.57*10 <sup>9</sup> a	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	3.60 E0
I-131	jodium	8.02 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	7.47 E3
Cs-134	cesium	2.06 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	4.05 E4
Cs-137	cesium	30.17 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	1.62 E8
Ba-133	barium	10.5 a	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	6.55 E2
Ce-141	cerium	32.5 d	10 <sup>7</sup>	10 <sup>2</sup>	1.47 E4
Ce-144	cerium	285 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	4.42 E1
Pm-147	promethium	2.62 a	10 <sup>7</sup>	10 <sup>4</sup>	5.34 E4
Eu-152	europium	13.33 a	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	1.64 E3
Eu-152m	europium	9.3 h	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Eu-154	europium	8.8 a	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	1.05 E2
Gd-153	gadolinium	241.6 d	10 <sup>7</sup>	10 <sup>2</sup>	4.52 E2
Hf-175	hafnium	70.0 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Hf-181	hafnium	42.4 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	-
Ta-182	tantaal	114.4 d	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	1.91 E1

Tabel A vervolg

Nuclide	naam	halveringstijd	vrijstellingsgrens		activiteit einde 1996 MBq
			Bq	Bq/g	
W-187	wolfraam	23.8 h	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	2.00 E0
Re-186	rhenium	90.64 h	10 <sup>6</sup>	10 <sup>3</sup>	-
Os-191	osmium	15.4 d	10 <sup>7</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Ir-192	iridium	74.0 d	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	5.48 E4
Au-195	goud	183 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	2.70 E0
Hg-197	kwik	64.1 h	10 <sup>7</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Hg-203	kwik	46.59 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Tl-201	thallium	73.1 h	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Tl-202	thallium	12.23 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	3.10 E1
Tl-204	thallium	3.78 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>4</sup>	2.87 E3
Pb-210	lood	22.3 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	3.54 E3
Bi-210	bismuth	5.013 d	10 <sup>6</sup>	10 <sup>3</sup>	-
Po-208	polonium	2.90 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	1.94 E1
Po-210	polonium	138.38 d	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	6.80 E0
Ra-223	radium	11.43 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	-
Ra-224	radium	3.66 d	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	-
Ra-226	radium	1600 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	1.47 E5
Ra-228	radium	5.75 a	10 <sup>5</sup>	10 <sup>1</sup>	4.86 E2
Ac-227	actinium	21.77 a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>-1</sup>	3.24 E1
Ac-228	actinium	6.13 h	10 <sup>6</sup>	10 <sup>1</sup>	7.30 E1
Th-228	thorium	1.913 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>0</sup>	2.53 E2
Th-231	thorium	25.5 h	10 <sup>7</sup>	10 <sup>3</sup>	-
Th-232	thorium	1.4*10 <sup>10</sup> a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>0</sup>	1.27 E4
Th-nat	thorium	1.4*10 <sup>10</sup> a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>0</sup>	5.54 E4

Tabel A vervolg

Nuclide	naam	halveringstijd	vrijstellingsgrens		activiteit einde 1996 MBq
			Bq	Bq/g	
Pa-231	protactinium	3.3*10 <sup>4</sup> a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>0</sup>	1.17 E1
U-232	uraan	70.0 a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>0</sup>	2.80 E0
U-233	uraan	1.59*10 <sup>5</sup> a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	7.13 E1
U-234	uraan	2.45*10 <sup>5</sup> a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	1.59 E3
U-235	uraan	7.04*10 <sup>8</sup> a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	5.06 E3
U-236	uraan	2.34*10 <sup>7</sup> a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	2.70 E0
U-238	uraan	4.47*10 <sup>9</sup> a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	3.95 E5
U-239	uraan	23.5 m	10 <sup>6</sup>	10 <sup>2</sup>	-
U-nat	uraan	4.47*10 <sup>9</sup> a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>0</sup>	2.50 E5
Np-237	neptunium	2.14*10 <sup>6</sup> a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>0</sup>	9.10 E0
Pu-238	plutonium	87.74 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>0</sup>	8.35 E4
Pu-239	plutonium	2.41*10 <sup>4</sup> a	10 <sup>7</sup>	10 <sup>0</sup>	6.80 E4
Pu-240	plutonium	6550 a	10 <sup>6</sup>	10 <sup>0</sup>	2.81 E4
Pu-241	plutonium	14.4 a	10 <sup>5</sup>	10 <sup>2</sup>	3.81 E4
Pu-242	plutonium	3.76*10 <sup>5</sup> a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>0</sup>	7.01 E4
Pu-244	plutonium	8.26*10 <sup>7</sup> a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>0</sup>	0.02
Am-241	americium	432.6 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>0</sup>	2.54 E6
Am-243	americium	7370 a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>0</sup>	6.30 E0
Cm-244	curium	18.11 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	2.75 E2
Cf-249	californium	350.6 a	10 <sup>3</sup>	10 <sup>0</sup>	6.20 E0
Cf-252	californium	2.64 a	10 <sup>4</sup>	10 <sup>1</sup>	1.52 E2

