

RIVM rapport 610310003/2002

**Gevolgen van nieuwe vergunningplichtige
grenzen voor lozingen in lucht en water
door radionuclidenlaboratoria**

MJM Pruppers en RO Blaauboer

Dit onderzoek werd verricht in opdracht en ten laste van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling, in het kader van project M/610310/01/AA 'Ondersteuning Vergunningverlening Straling', mijlpaal 'Diverse rapporten i.v.m. ministeriële regelingen'.

Abstract

The Dutch government has laid down new limits in the Radiation protection decree (Besluit stralingsbescherming), above which radionuclide laboratories need prior authorization for emitting and discharging radioactive substances. These new limits were needed to implement the modified system for application of the individual radionuclide approach of the Euratom-directive 96/29 to Dutch legislation.

The findings reported here give us a clear understanding of the dose received by members of the public from emissions into air and water which are equal to the new limits. The report also goes into the differences between the new and the old situations.

For most of the radionuclides examined, the new limits turn out to be higher than the old limits. The increase in the limits is lowest for long-lived or α -radiation-emitting radionuclides, and may even represent a decrease. This is especially the result of taking into account the dose-coefficient, which is usually higher for the α -emitters examined than for the other radionuclides. Higher emissions are allowed in the new situation for short-lived radionuclides with a low dose-coefficient because of their low contribution to dose.

As a consequence of conservative assumptions in the calculation of the dose, it is expected that, in practice, the respective doses associated with the new limits of 1 and 10 radiotoxicity equivalents for emissions into air and water will exceed the dose criterion of $0,1 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ in only a few cases.

Inhoud

Samenvatting 4

1 Inleiding 5

- 1.1 Probleemstelling 5
- 1.2 Doel en vraagstelling 6
- 1.3 Aanpak en leeswijzer 6

2 Beperkingen en aannamen 7

- 2.1 Standaard radionuclidenlaboratorium 7
- 2.2 Geloosde radionucliden 7
- 2.3 Dosisberekeningen lozingen in lucht 8
- 2.4 Dosisberekeningen lozing in water 12

3 Resultaten: lozingen in lucht 16

- 3.1 Vergunningplichtige grenzen voor lozing 16
- 3.2 Dosis per eenheid geloosde activiteit 17
- 3.3 Dosis behorende bij vergunningplichtige grenzen 19

4 Resultaten: lozingen in water 22

- 4.1 Vergunningplichtige grenzen voor lozing 22
- 4.2 Dosis per eenheid geloosde activiteit 22
- 4.3 Dosis behorende bij vergunningplichtige grenzen 27

5 Vergelijking BsK96 en Bs en conclusies 31

- 5.1 Lozingen in lucht 31
- 5.2 Lozingen in water 31
- 5.3 Conclusies 32

Referenties 33

Bijlage 1 Verzendlijst 34

Samenvatting

De Nederlandse overheid heeft in het ‘Besluit stralingsbescherming’ (Bs) nieuwe vergunningplichtige grenzen opgenomen voor lozingen van kunstmatige bronnen door radionuclidenlaboratoria. Deze nieuwe grenzen waren nodig om de gewijzigde systematiek van de Euratomrichtlijn 96/29 betreffende de individuele radionucliden gewijze benadering in de Nederlandse wetgeving te implementeren.

Het voorliggende rapport verschaft inzicht in de doses voor leden van de bevolking die het gevolg zijn van lozingen in lucht en water ter grootte van de nieuwe vergunningplichtige grenzen en gaat in op de verschillen tussen de nieuwe en de oude situatie.

Voor de meeste van de beschouwde radionucliden blijken de nieuwe vergunningplichtige grenzen hoger te liggen dan de oude grenzen. De verhoging is het kleinst, en soms is er zelfs sprake van een verlaging, voor langlevende of α -straling uitzendende radionucliden. Dit is vooral het gevolg van het in rekening brengen van de dosiscoëfficiënt die voor de onderzochte α -stralers meestal hoger is dan voor de andere radionucliden. Kortlevende radionucliden met een lage dosiscoëfficiënt mogen in de nieuwe situatie meer dan voorheen worden geloosd omdat deze toch weinig aan de dosis bijdragen.

Gezien de conservatieve aannamen in de berekening van de dosis is het te verwachten dat de dosis die hoort bij de nieuwe vergunningplichtige grenzen van 1 en 10 Re voor lozingen in lucht, respectievelijk water, het dosiscriterium van $0,1 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ in de praktijk maar in enkele gevallen zal overschrijden.

1 Inleiding

1.1 Probleemstelling

De Nederlandse overheid heeft in het ‘Besluit stralingsbescherming’ (Bs) [1] nieuwe vergunningplichtige grenzen opgenomen voor lozingen van kunstmatige bronnen door radionuclidenlaboratoria. Deze nieuwe grenzen waren nodig om de gewijzigde systematiek van de Euratomrichtlijn 96/29 [2] betreffende de individuele radionucliden gewijze benadering in de Nederlandse wetgeving te implementeren.

Volgens artikel 35 van het Bs geldt het verbod ‘om zich zonder vergunning te ontdoen van radioactieve stoffen door middel van lozing in de lucht, in het openbare riool of in het oppervlaktewater’ niet indien:

- a bij lozing in de lucht, de activiteit van de in totaal in een kalenderjaar geloosde hoeveelheid radioactieve stoffen bij het verlaten van de locatie via een lozingspunt lager is dan 1 radiotoxiciteitsequivalent voor inhalatie als bedoeld in bijlage 2 van het Bs;
- b bij lozing in het openbare riool, de activiteit van de in totaal in een kalenderjaar geloosde hoeveelheid radioactieve stoffen bij het verlaten van de locatie via een lozingspunt lager is dan 10 radiotoxiciteitsequivalent voor ingestie als bedoeld in bijlage 2 van het Bs;
- c bij lozing in het oppervlaktewater, de activiteit van de in totaal in een kalenderjaar geloosde hoeveelheid radioactieve stoffen bij het verlaten van de locatie via een lozingspunt lager is dan 0,1 radiotoxiciteitsequivalent voor ingestie als bedoeld in bijlage 2 van het Bs.

Het Bs schrijft tevens voor dat de geloosde hoeveelheden, uitgedrukt in radiotoxiciteits-equivalenten, moeten worden gecorrigeerd voor fysisch verval door middel van de correctiefactoren zoals aangegeven in bijlage 2 van het Bs (formule 2.18).

De vergunningplichtige grenzen golden in het vorige Besluit (BsK96) [3] voor enerzijds de activiteitsconcentratie in $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ in de geloosde lucht ter plaatse van het lozingspunt en anderzijds de totale activiteit in Bq die per bron of inrichting per 4 weken in water wordt geloosd. In het Bs gelden vergunningplichtige grenzen alleen nog voor de totaal in een jaar geloosde activiteit en wel uitgedrukt in radiotoxiciteitsequivalenten (zogenaamde Re 's): zie Tabel 1.

Tabel 1 Oude en nieuwe vergunningplichtige grenzen

| | oude vergunningplichtige grenzen BsK96 | nieuwe vergunningplichtige grenzen Bs |
|----------------------------------|--|--|
| lozing in lucht | 0,05 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ voor α -stralers ¹⁾ 5 $\text{Bq}\cdot\text{m}^{-3}$ voor β en γ -stralers ¹⁾ | 1 Re_{inh} (inhalatie) per jaar |
| lozing op het riool | 10 kBq per 4 weken voor α -stralers 500 kBq per 4 weken voor β - en γ -stralers | 10 Re_{ing} (ingestie) per jaar |
| lozingen op het oppervlaktewater | 10 kBq per 4 weken voor α -stralers 500 kBq per 4 weken voor β - en γ -stralers | 0,1 Re_{ing} (ingestie) per jaar |

¹⁾ concentratie in lucht ter plaatse van het lozingspunt

Volgens het Bs zijn de vergunningplichtige grenzen voor de vrijgave van lozingen in lucht of op het openbaar riool van kunstmatige bronnen gebaseerd op een dosiscriterium, dat is vastgesteld op een individuele dosis van 0,1 μSv in een jaar [1].

1.2 Doel en vraagstelling

Het onderzoek beschreven in het voorliggende rapport heeft tot doel om inzicht te krijgen in de doses die het gevolg zijn van lozingen door radionuclidenlaboratoria ter grootte van de nieuwe vergunningplichtige grenzen en in de verschillen tussen de nieuwe en de oude situatie.

In het onderzoek zijn per relevant radionuclide de volgende drie vragen beantwoord.

- 1 Welke hoeveelheid activiteit komt overeen met de nieuwe en oude vergunningplichtige grenzen?
- 2 Welke individuele en collectieve doses zijn het gevolg van een lozing in lucht en in water van 1 Bq per jaar?
- 3 Welke individuele en collectieve doses zijn het gevolg van een lozing in lucht en in water gelijk aan de vergunningplichtige grens?

1.3 Aanpak en leeswijzer

Allereerst is een standaard radionuclidenlaboratorium gedefinieerd en is onderzocht welke radionucliden in de lozingen in lucht en in water kunnen voorkomen. Vervolgens zijn voor elk van deze radionucliden apart de individuele dosis en de collectieve dosis als gevolg van een eenheidslozing in lucht en in water berekend. De aannamen en de modellen die voor de dosisberekeningen zijn gebruikt, zijn in hoofdstuk 2 beschreven. De resultaten van het onderzoek zijn opgenomen in de hoofdstukken 3 en 4, waarin de activiteit en de dosis die hoort bij de oude en nieuwe vergunningplichtige grenzen wordt gegeven. Hoofdstuk 5 bevat tenslotte de vergelijking van de vergunningplichtige grenzen volgens het Bs met die volgens het BsK96 en de conclusies.

De (voorlopige) resultaten van het onderzoek zijn in een eerder stadium gerapporteerd en zijn door de opdrachtgever gebruikt bij de uiteindelijke vaststelling van de vergunningplichtige grenzen voor lozingen (Tabel 1).

2 Beperkingen en aannamen

2.1 Standaard radionuclidenlaboratorium

Het onderzoek beperkt zich tot lozingen in lucht en lozingen in water door laboratoria die open bronnen gebruiken. Volgens het Bs kan een open bron worden beschouwd als radioactieve stof in verspreidbare vorm. Met de term 'gebruiken' wordt in dit verband een of meer van de volgende handelingen bedoeld: produceren, bewerken, hanteren, toepassen en voorhanden hebben. De doses als gevolg van de lozingen zijn berekend voor volwassen personen die zich buiten de instelling bevinden waartoe het laboratorium behoort.

De verzameling van radionuclidenlaboratoria kan worden ingedeeld in drie categorieën, te weten laboratoria in ziekenhuizen, in onderzoeksinstellingen en in de industrie [4]. Omdat de totale toegepaste activiteit in ziekenhuizen waarschijnlijk meer bedraagt dan die in onderzoeksinstellingen en de industrie, heeft het onderzoek zich vooral op laboratoria in ziekenhuizen en andere medische (onderzoeks)instellingen geconcentreerd.

De karakteristieken van radionuclidenlaboratoria in ziekenhuizen en medische instellingen zijn divers. Dit heeft onder meer te maken met de diversiteit aan medische verrichtingen en laboratoriumonderzoeken die er plaatsvinden. Ondanks de diversiteit is in dit onderzoek een standaard radionuclidenlaboratorium met de volgende eigenschappen gehanteerd. Het standaard radionuclidenlaboratorium bevindt zich midden in een stad. Nederland is daarbij gegeneraliseerd tot een cirkelvormig gebied met een straal van 115 km, waarbinnen vier zones zijn onderscheiden: zie Tabel 2. De afmetingen van de zones en de bevolkingsdichtheden zijn zodanig gekozen dat de totale oppervlakte en het totaal aantal inwoners overeenkomen met respectievelijk 15,7 miljoen inwoners en 4,15 miljoen ha. Deze totalen gelden voor de situatie in 1998 (omwille van vergelijkbaarheid met eerdere berekeningen voor de proces-industrie [5]).

Tabel 2 Zones met bijbehorende bevolkingsdichtheden en aantal inwoners rond het standaard radionuclidenlaboratorium

| zone (straal r in km) | bevolkingsdichtheid (inwoners per ha) | aantal inwoners (inwoners in de zone) |
|--------------------------|--|--|
| r < 1,5 | 120 | 85.000 |
| 1,5 ≤ r < 5 | 25 | 180.000 |
| 5 ≤ r < 30 | 1,4 | 385.000 |
| 30 ≤ r < 115 | 3,9 | 15.050.000 |

2.2 Geloosde radionucliden

Het standaard radionuclidenlaboratorium heeft alle radionucliden voorhanden die in de meeste ziekenhuizen en andere medische instellingen worden toegepast (zie Tabel 3; met uitzondering van de α -stralers). Deze set van radionucliden is tot stand gekomen door voor alle academische ziekenhuizen, enkele medische faculteiten, radiotherapeutische instituten en grote algemene ziekenhuizen, de radiologische jaarverslagen en bijlagen bij vergunning-aanvragen te bestuderen. Deze documenten zijn ingezien bij het ministerie van VROM en hebben vrijwel allemaal betrekking op de periode van 1995 tot en met 1998.

Gegevens over werkelijke lozingen door radionuclidenlaboratoria ontbreken vrijwel geheel. Een van de academische ziekenhuizen schat dat er in 1995 in totaal 30 (gewogen) $\text{Re}_{\text{ing}}^{131\text{I}}$ in water is geloosd. Volgens de 'Richtlijn radionuclidenlaboratoria' uit 1994 [6] is deze hoeveelheid met de dosiscoëfficiënt voor ingestie e_{ing} van $2,2 \cdot 10^{-8} \text{ Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$ en de correctiefactor CR_w van 0,1 terug te rekenen naar een jaarlozing van ^{131}I in water ter grootte van 14 GBq.

De radionucliden die in medische instellingen worden toegepast, behoren allen tot de categorie van β - en γ -stralers. In radionuclidenlaboratoria in niet-medische onderzoeksinstellingen kunnen mogelijk ook α -stralers worden toegepast. Daarom zijn als voorbeelden ook de volgende α -stralers beschouwd: ^{210}Po , ^{238}U en ^{241}Am .

Tabel 3 Radionucliden die in Nederland door ziekenhuizen en andere medische instellingen worden toegepast, aangevuld met drie voorbeelden van α -stralers die in niet-medische onderzoeksinstellingen worden toegepast

| radio-nuclide | halverings-tijd $T_{1/2}$ | moeder-nuclide(n) | dochter-nuclide(n) | dosiscoëfficiënt voor inhalatie e_{inh} (Sv.Bq ⁻¹) | correctie-factor (lucht) CR_l | dosiscoëfficiënt voor ingestie e_{ing} (Sv.Bq ⁻¹) | correctie-factor (water) CR_w |
|--------------------------|------------------------------|---|---|---|---|--|---|
| ^3H | 12,28 a | - | - | $2,6 \cdot 10^{-10}$ | 1 | $4,2 \cdot 10^{-11}$ | 1 |
| ^{14}C | 5730 a | - | - | $5,8 \cdot 10^{-9}$ | 100 | $5,8 \cdot 10^{-10}$ | 100 |
| ^{32}P | 14,29 d | ^{32}Si | - | $3,4 \cdot 10^{-9}$ | 1 | $2,4 \cdot 10^{-9}$ | 0,1 |
| ^{35}S | 87,44 d | - | - | $1,9 \cdot 10^{-9}$ | 1 | $7,7 \cdot 10^{-10}$ | 1 |
| ^{45}Ca | 162,70 d | - | - | $3,7 \cdot 10^{-9}$ | 1 | $7,1 \cdot 10^{-10}$ | 1 |
| ^{51}Cr | 27,70 d | - | - | $3,7 \cdot 10^{-11}$ | 1 | $3,8 \cdot 10^{-11}$ | 1 |
| ^{57}Co | 270,90 d | ^{57}Ni | - | $1,0 \cdot 10^{-9}$ | 1 | $2,1 \cdot 10^{-10}$ | 1 |
| ^{67}Ga | 3,261 d | - | - | $2,4 \cdot 10^{-10}$ | 1 | $1,9 \cdot 10^{-10}$ | 0,001 |
| ^{81}Rb | 4,58 h | - | ^{81}Kr | $3,4 \cdot 10^{-11}$ | 1 | $5,4 \cdot 10^{-11}$ | 0,001 |
| ^{89}Sr | 50,55 d | ^{89}Rb | - | $7,9 \cdot 10^{-9}$ | 1 | $2,6 \cdot 10^{-9}$ | 1 |
| ^{90}Y | 64,10 h | ^{90}Sr , $^{90\text{m}}\text{Y}$ | - | $1,5 \cdot 10^{-9}$ | 1 | $2,7 \cdot 10^{-9}$ | 0,001 |
| ^{99}Mo | 66,02 h | - | ^{99}Tc , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ | $9,9 \cdot 10^{-10}$ | 1 | $6,0 \cdot 10^{-10}$ | 0,001 |
| $^{99\text{m}}\text{Tc}$ | 6,02 h | ^{99}Mo | ^{99}Tc | $2,0 \cdot 10^{-11}$ | 1 | $2,2 \cdot 10^{-11}$ | 0,001 |
| ^{111}In | 2,83 d | - | - | $2,3 \cdot 10^{-10}$ | 1 | $2,9 \cdot 10^{-10}$ | 0,001 |
| ^{123}I | 13,13 h | ^{123}Xe | ^{123}Te , $^{123\text{m}}\text{Te}$ | $7,4 \cdot 10^{-11}$ | 1 | $2,1 \cdot 10^{-10}$ | 0,001 |
| ^{125}I | 60,14 d | ^{125}Xe | - | $5,1 \cdot 10^{-9}$ | 1 | $1,5 \cdot 10^{-8}$ | 1 |
| ^{131}I | 8,04 d | ^{131}Te , $^{131\text{m}}\text{Te}$ | $^{131\text{m}}\text{Xe}$ | $7,4 \cdot 10^{-9}$ | 1 | $2,2 \cdot 10^{-8}$ | 0,1 |
| ^{201}Tl | 73,06 h | - | - | $4,4 \cdot 10^{-11}$ | 1 | $9,5 \cdot 10^{-11}$ | 0,001 |
| ^{210}Po * | 138,38 d | ^{210}Bi | - | $4,3 \cdot 10^{-6}$ | 1 | $1,2 \cdot 10^{-6}$ | 1 |
| ^{238}U * | $4,47 \cdot 10^9$ a | ^{242}Pu | ^{234}Th | $8,0 \cdot 10^{-6}$ | 100 | $4,5 \cdot 10^{-8}$ | 100 |
| ^{241}Am * | 432,20 a | ^{241}Pu | ^{237}Np | $9,6 \cdot 10^{-5}$ | 100 | $2,0 \cdot 10^{-7}$ | 100 |

* α -straler

2.3 Dosisberekeningen lozingen in lucht

Voor lozingen in lucht wordt standaard een lozingshoogte van 5 m en een warmteinhoud van 0 W aangenomen. Voor de berekening van de dosis behorende bij de oude vergunningplichtige grenzen is het nodig om de concentratie ter plaatse van het lozingspunt naar de totale lozing in een jaar om te rekenen. Daarvoor is een lozingsdebiet van $800 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ gebruikt, waarbij is uitgegaan van de aanname dat de inhoud van een laboratoriumruimte van 100 m^3 acht maal per uur wordt verversd [6]. De jaarlozing is gelijk aan de gemiddelde concentratie ter plaatse van het lozingspunt * $800 (\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}) * 24 (\text{h} \cdot \text{d}^{-1}) * 365 (\text{d} \cdot \text{a}^{-1})$.

Het OPS-model dat voor het berekenen van de lozingscriteria voor de procesindustrie is toegepast [5], is voor een lozing van het standaard radionuclidenlaboratorium niet te gebruiken. Niet alleen is voor een lozing op 5 m zonder warmteinhoud de bebouwing in de directe omgeving van grote invloed, maar moeten ook parameters zoals het temperatuurverschil tussen binnen- en buitenlucht, de hoeveelheid (verversings)lucht waarmee de radioactiviteit wordt geloosd, en dus al verdund is, en de exacte locatie waar de receptor zich bevindt, in de berekeningen worden meegenomen. Daarom zijn de luchtverspreidingsberekeningen met het model SCREEN (v3) van de EPA uitgevoerd [7].

In de berekeningen zijn de volgende aannamen gedaan. Er is een constant lozingtempo van $1 \text{ Bq}\cdot\text{s}^{-1}$ aangenomen, hetgeen overeenkomt met een jaarlozing van $31,6 \text{ MBq}\cdot\text{a}^{-1}$. Uiteindelijk is de berekende dosis omgerekend naar de dosis die hoort bij een lozing van één Bq per jaar.

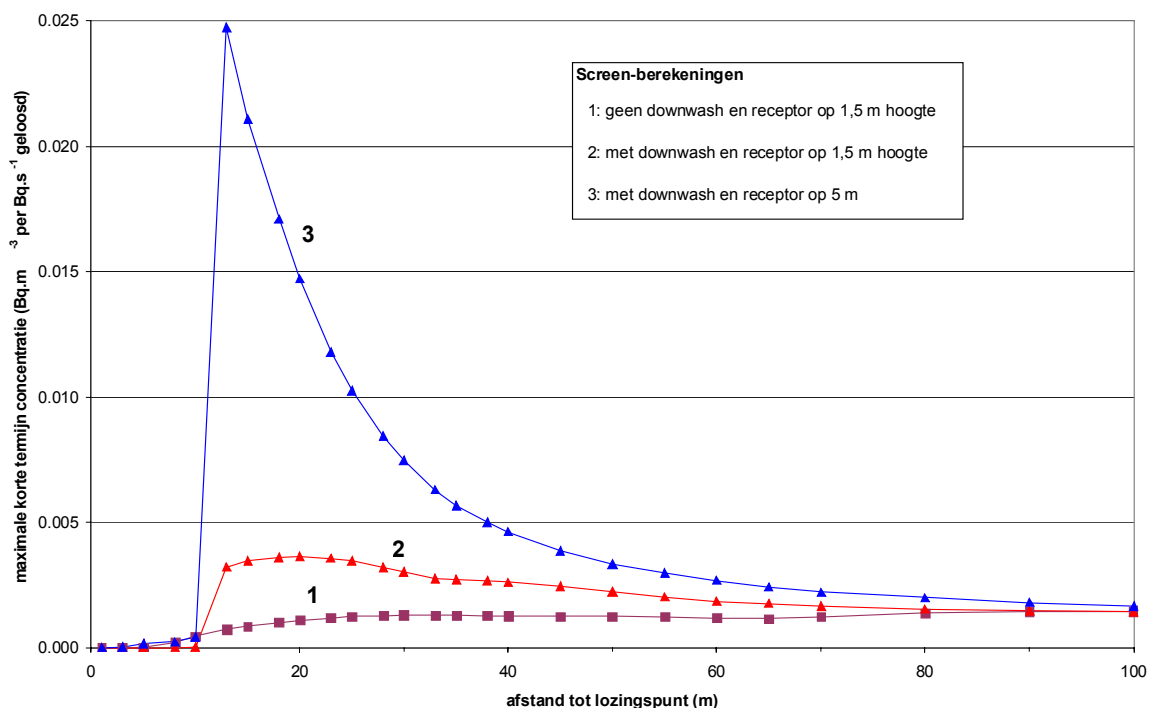
De schoorsteenhoogte bedraagt 5 m boven het maaiveld en de diameter van de schoorsteen 0,1 m. Met de aanname van $800 \text{ m}^3\cdot\text{h}^{-1}$ voor het lozingsdebiet kan worden berekend dat de lozingsnelheid van de uitstromende lucht $28,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ bedraagt. De temperatuur van de lozingslucht is gevarieerd tussen 15 en 25 °C en de temperatuur van de buitenlucht tussen 0 en 25 °C. Bij buitentemperaturen die lager zijn dan die van de geloosde lucht zal de lozing pas iets verder weg een (lagere) dosis door inhalatie veroorzaken.

De persoon die de dosis ontvangt, bevindt zich op grondniveau, waarbij is aangenomen dat de lucht op 1,5 m wordt ingeademd.

Het gebouw waarin het radionuclidenlaboratorium zich bevindt, is 20 m lang, 10 m breed en 4 m hoog.

SCREEN berekent de maximale luchtconcentratie op basis van de voor de specifieke locatie meest stringente meteoklasse. Zie voor een uitgebreide behandeling van dit onderwerp de handleiding [7]. Om te komen tot een jaargemiddelde luchtconcentratie is er een volledige set stabiliteitsklassen met verschillende windsnelheden gebruikt. De zo berekende concentratie blijkt een factor 10 tot 20 lager dan deze maximale luchtconcentratie.

Figuur 1 geeft de korte termijn concentraties zoals berekend met SCREEN voor drie situaties [7]. In de situaties 2 en 3 is *downwash* in rekening gebracht. Dit is het proces dat door het gebouw wordt veroorzaakt en waarbij lucht langs het gebouw omlaag stroomt. Deze situaties leveren hogere maximale concentraties op dan in situatie 1 zonder *downwash* waarin de gebouwinvloeden niet zijn meegenomen. De hoogte van 5 m die in situatie 3 is gebruikt, zou bijvoorbeeld kunnen gelden voor personen in een gebouw op de eerste verdieping direct aan de overzijde van de straat. Deze situatie kan als erg extreem worden beschouwd. Voor de verdere berekeningen in dit rapport is daarom situatie 2 toegepast.



Figuur 1 Korte termijn concentraties zoals berekend met SCREEN (v3) voor drie situaties. (voor de berekeningen in dit rapport is situatie 2 toegepast).

Veel parameters zijn van invloed op de maximale concentratie waaraan iemand bij lozingen uit een kleine schoorsteen, ventilatierooster of zuurkastafvoer wordt blootgesteld. Dit geldt vooral voor een stedelijke omgeving. Van belang zijn:

- de (horizontale) afstand tot het lozingspunt;
- de hoogte van het lozingspunt en de hoogte waarop de blootgestelde persoon zich bevindt: deze kan zich ook op de eerste verdieping van een naastliggend gebouw bevinden;
- de verblijfstijd: hier is 24 uur per dag aangenomen;
- de mate van indringing in de bodem of afspoeling van radionucliden: hier is zonder deze indringing en afspoeling gerekend;
- afscherming door bijvoorbeeld andere gebouwen: is hier niet meegenomen;
- de afstand tussen het lozingspunt en de bovenkant van het gebouw waar het radionuclidenlaboratorium zich bevindt en de afmetingen van het gebouw;
- de temperatuur van lozing en omgevingslucht: blijkt voor de lozingen in dit rapport minder van belang;
- de verdunning van de radioactiviteit in de geloosde ventilatielucht; radionuclidenlaboratoria hebben veelal een groot ventilatievoud.

De invloed van enkele van de genoemde parameters wordt hierna kort beschreven.

Vooral in de directe nabijheid van een gebouw waaruit bijvoorbeeld via een ventilatiekoker wordt geloosd, kunnen hoge concentraties ontstaan door zogenaamde *building downwash cavities*. Op deze wijze zijn veelal de hoogste maximale concentraties te berekenen. Indien via een schoorsteen van 5 m boven op een gebouw van 5 m hoog, dus op een totale hoogte van 10 m, wordt geloosd, dan speelt *downwash* een veel minder belangrijke rol en kunnen concentraties tot een factor 20-30 lager uitvallen. De lozing is dan door de grotere lozingshoogte reeds verder verdund voordat blootstelling op grondniveau plaatsvindt en tevens zijn de gebouwinvloeden minimaal geworden. Ook meer of minder verdunning door de

hoeveelheid meegeloosde 'schone' lucht zijn van invloed op de maximale concentratie en dus de dosis. Verlaging van het hier in de berekening gebruikte lozingsdebiet van $800 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ naar $400 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ kan een verdubbeling van die maximale concentratie en dosis opleveren.

Bij verblijf op een hogere verdieping van een gebouw kan het onderlinge hoogteverschil tussen lozingspunt en blootstellingslocatie afnemen en dus de concentratie juist toenemen. Bijvoorbeeld, als de blootgestelde persoon zich op de eerste verdieping van een naastliggend gebouw bevindt en in plaats van op 1,5 m op 5 m hoogte inhaleert, dan kan de concentratie een factor 5 hoger zijn. Daarentegen moet dan wel weer rekening worden gehouden met afscherming door het gebouw en bovendien zal externe straling van de bodem een minder belangrijke rol spelen.

In de dosisberekeningen is rekening gehouden met de dosis als gevolg van inhalatie, externe straling afkomstig van de activiteit in de lucht en externe straling afkomstig van de in 25 jaar geaccumuleerde activiteit op de bodem [8]. Omdat het SCREEN-model geen depositie berekent is de activiteit op de bodem uit de luchtconcentratie geschat.

De dosis als gevolg van de blootstellingsweg ingestie is achterwege gelaten. Het berekenen van deze dosis vergt namelijk zeer gedetailleerde aannamen over het gebruik van de onmiddellijke omgeving van het radionuclidenlaboratorium. Aangezien het gebied waar de luchtconcentratie maximaal is, een beperkte grootte heeft, kunnen verschillende toepassingen hier niet gelijktijdig aanwezig zijn: óf er wonen mensen, óf er wordt groente verbouwd, óf er is een weiland met vee. Voor de radionucliden die in dit rapport zijn beschouwd blijkt, met uitzondering van ^{131}I en ^{125}I , de individuele dosis als gevolg van ingestie kleiner te zijn dan de individuele dosis als gevolg van inhalatie en externe straling. Voor ingestie van melk en vlees samen en de ingestie van bladgroente zijn de individuele doses voor ^{131}I een factor 5 en voor ^{125}I een factor 10 tot 15 hoger dan die door inhalatie en externe straling. Hierbij is echter aangenomen dat de productie van melk, vlees en bladgroenten plaatsvindt in een gebied ter grootte van bijvoorbeeld een COROP-gebied.

Voor de zeer locale potentiële 'besmetting' wordt gesteld dat

- het zeer onwaarschijnlijk is dat een persoon zijn of haar rundvlees gedurende het jaar altijd ontvangt van een koe die op de betreffende hectare heeft gestaan en die maximaal enkele dagen eerder geslacht is;
- het onwaarschijnlijk is dat er gedurende het gehele jaar vee in het betreffende weiland staat; veelal slechts een half jaar en dan nog slechts gedurende circa eenderde van de tijd;
- het onwaarschijnlijk is dat een persoon bladgroente zal eten van een locatie zo groot als die voor de maximum depositie en als dat al het geval is, hij of zij slechts een beperkt deel van het jaar zal oogsten, hetgeen een aanzienlijke reductie in dosis zou opleveren: ten eerste omdat gedurende langere tijd de depositie niet tot een besmetting van gewas leidt en ten tweede omdat eventueel in de vriezer bewaarde oogstproducten door radioactief verval voor ingestie ook al minder belangrijk zouden zijn;
- het onwaarschijnlijk is dat, gezien het productiesysteem en de handel, een lid van de algemene bevolking gedurende het jaar melk, vlees en bladgroente ontvangt van vrijwel dezelfde locatie.

Samenvattend wordt gesteld dat de dosis door inhalatie en externe straling op de locatie van de maximale luchtconcentratie een hogere maximale individuele dosis oplevert dan wanneer deze locatie voor landbouw in gebruik zou zijn.

De collectieve dosis is berekend onder de aanname van een stedelijke omgeving. Het blijkt dat meer dan 90 % van de dosis als gevolg van inhalatie en externe straling wordt ontvangen door de bevolking binnen een straal van 1,5 kilometer: ruim 80.000 mensen, zie Tabel 2. Binnen deze straal is de gemiddelde concentratie tenminste een factor 40 lager dan die voor het maximaal blootgestelde individu op 10 tot 15 m van de bron. Zeker voor deze grote groep mensen geldt dat er een extra afscherming door hun omgeving bestaat, zodat de dosis waaraan leden van deze groep worden blootgesteld lager zal zijn dan die waaraan de maximale blootstelling plaatsvindt.

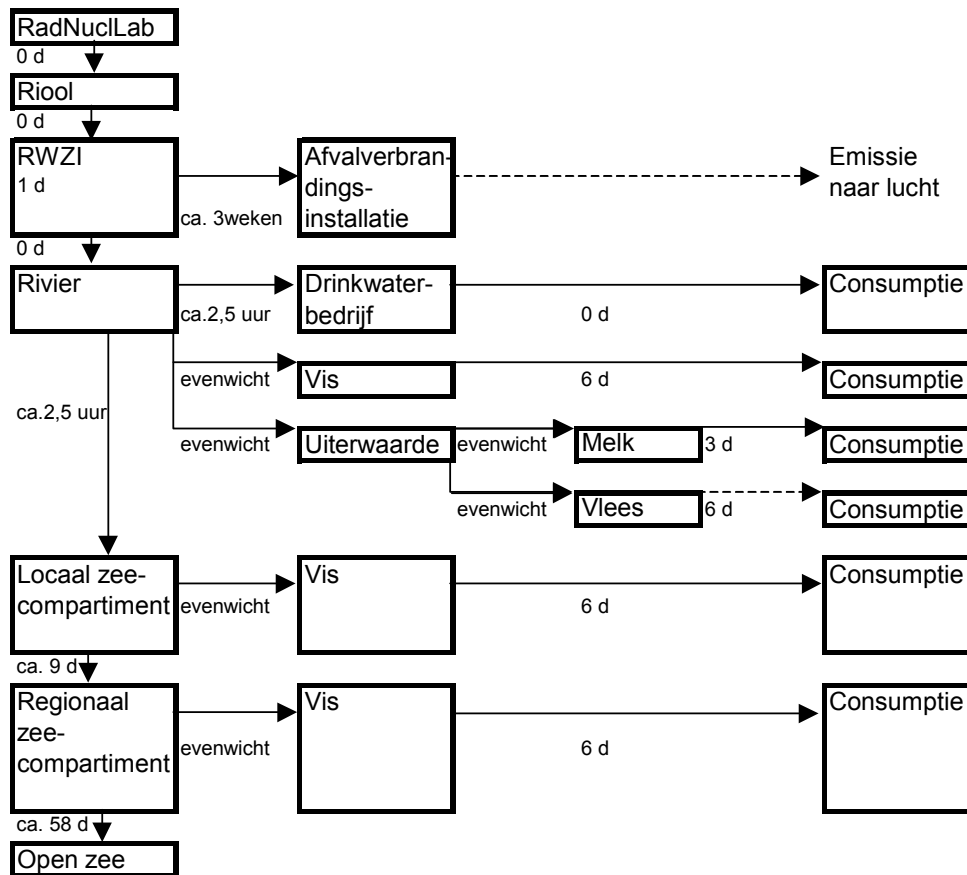
2.4 Dosisberekeningen lozing in water

Voor lozingen in water is aangenomen dat er altijd wordt geloosd op het openbare riool dat via een openbare rioolwaterzuiveringsinstallatie afwatert op een rivier met afvoer naar zee [5].

De lozingen in water worden verondersteld over het hele jaar constant te zijn. Er is aangenomen dat de radionucliden op het moment van lozing vrij beschikbaar zijn, dat wil zeggen dat ze zijn opgelost in het water of gehecht aan slib. Bij het berekenen van de dosis als gevolg van lozingen in water zijn de bijdragen van ingegroeide dochternucliden onderzocht. Omdat de bijdrage van de dochternucliden voor de hier beschouwde radionucliden gering blijkt te zijn, is deze verder buiten beschouwing gelaten.

Het geheel aan belastingspaden dat is gemodelleerd, is weergegeven in Figuur 2. In deze figuur zijn de diverse tijden aangegeven die gebruikt zijn bij de modellering of uit die modellering volgen. Als er evenwicht is vermeld, betekent dit dat er een seculair evenwicht (een evenwicht dat eigenlijk pas na zeer lange tijd wordt bereikt) tussen de concentratie van een radionuclide in de omgeving en het betreffende product is aangenomen. In werkelijkheid is hier natuurlijk sprake van een zekere periode, maar deze is reeds verwerkt in de concentratiecoëfficiënten die een dergelijk evenwicht beschrijven.

Aan diverse overgangen en processen is een tijd van 0 dagen toegekend. Dit is niet zozeer gebeurd omdat ze geen tijd kosten, maar om te voorkomen dat eventueel een onderschatting van de dosis zou worden gemaakt. Zo zal de drinkwaterproductie enige tijd in beslag nemen, evenals de levering aan de consument, maar ook daarmee is geen rekening gehouden. De snelste route is op deze wijze die via drinkwater. Die zou binnen 1 à 2 dagen na de lozing op het riool tot een dosis kunnen leiden. Dit betekent dat de resultaten van de dosisberekeningen die in de rest van dit rapport worden gepresenteerd vooral voor kortlevende radionucliden zeer conservatief kunnen zijn. Om een indruk te kunnen krijgen van het effect van het belastingspad drinkwater, zijn in het vervolg van dit rapport de twee situaties 'met drinkwaterproductie' en 'zonder drinkwaterproductie' naast elkaar beschouwd. In paragraaf 4.2 wordt bovendien nader ingegaan op het effect van de opslagduur van drinkwater op de dosis als gevolg van een eenheidslozing.



Figuur 2 Belastingspaden na lozing in het riool en de (conservatieve) aannamen voor de doorstroomtijden.

De dosis is het gevolg van de consumptie van zoetwatervis, zeevis, schelp- en schaaldieren, drinkwater en melk en rundvlees van de overstroomde en geïrrigeerde uiterwaarden langs de rivier. Omdat uiterwaarden kunnen overstromen, worden hier meestal geen groenten verbouwd. Er is aangenomen dat er geen mensen in uiterwaarden wonen. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de diverse aannamen wordt verwezen naar de RIBRON-richtlijn [8]. De belastingspaden ‘beregenen van land met oppervlaktewater’ en ‘wonen op met havenspecie opgehoogd land’ zijn niet meegenomen.

Er is aangenomen dat alle geloosde activiteit de rioolwaterzuiveringsinstallatie bereikt. Dit is zeker een conservatieve aanname, maar er kan niet worden uitgesloten dat het laboratorium nabij een rioolwaterzuiveringsinstallatie is gevestigd. Er is aangenomen dat bij zuivering alleen die fractie die zich aan het slib heeft gehecht, achterblijft. Overigens wordt aangenomen dat de zuivering van afvalwater één dag kost. Dit wordt voor een rioolwaterzuiveringsinstallatie een redelijke schatting geacht. De verhouding tussen de aan het slib gebonden en de opgeloste hoeveelheid radionucliden is berekend met de radionuclide-afhankelijke distributiecoëfficiënt K_d [8]. Het belastingspad via zuiveringsslib is sinds 1 januari 1995 niet meer van toepassing, omdat vanaf die datum zuiveringsslib niet meer in de landbouw mag worden toegepast [9]. In geval van verbranding van zuiveringsslib wordt de bijdrage aan de dosis als gevolg van (kortlevende) β - en γ -stralers niet significant geacht. Voor de langer levende α -stralers zou dit nog nader moeten worden onderzocht.

Het oppervlaktewater waarop via de rioolwaterzuiveringsinstallatie wordt geloosd, is in deze berekeningen een grote rivier met de omvang van de Rijn (zie Tabel 4). Bij een kleine rivier, waarin weliswaar de concentratie van radionucliden hoger dan in een grote rivier zou kunnen zijn, kunnen geen realistische aannamen betreffende aanzienlijke visvangst, irrigatie, drinkwaterproductie en dergelijke worden gemaakt. Lozing in een kleine rivier zou lokaal tot een relevante dosis kunnen leiden, zeker wanneer de lozing niet eerst wordt gezuiverd. Hierbij valt te denken aan bijvoorbeeld drinkwater voor vee en voor eigen consumptie gevangen zoetwatervis.

Tabel 4 Enkele kenmerken van de rivier

| grootheid (eenheid) | waarde | opmerkingen |
|---|----------------------|---|
| volume riviercompartiment (m ³) | 2,0.10 ⁷ | 20 km lang x 10 m diep x 100 m breed |
| debiet rivier (m ³ .s ⁻¹) | 2,5.10 ³ | debiet van de Rijn |
| drinkwaterconsumptie (m ³ .a ⁻¹) | 8,6.10 ⁵ | Andijk voorziet 1,2 miljoen mensen van drinkwater; 720 l per persoon per jaar |
| vangst zoetwatervis (kg.a ⁻¹) | 2,0.10 ³ | waarschijnlijk hoge schatting |
| irrigatie (m.a ⁻¹) | 1,0.10 ⁻¹ | volgens RIBRON-richtlijn |
| oppervlakte van overstroomd/geirr. land (m ²) | 8,0.10 ⁶ | 20 km x 400 m brede uiterwaarde |
| sedimentophoging overstroomd land (m.a ⁻¹) | 1,0.10 ⁻³ | |
| dichtheid sediment (kg.m ⁻³) | 1,3.10 ³ | volgens RIBRON-richtlijn |
| melkproductie op overstr. land (l.a ⁻¹) | 9,6.10 ⁶ | gemiddeld 2 koeien per ha en 6000 l melk per koe per jaar |
| vleesproductie op overstr. land (kg.a ⁻¹) | 9,0.10 ⁴ | gem. leeftijd koe 5 jaar; gem. 2/5 koe per ha en circa 280 kg vlees per koe |

Er is aangenomen dat de concentratie in de rivier direct na lozing homogeen is, waarbij de verdunning wordt bepaald door de stroomsnelheid van het rivierwater. Dat wil zeggen dat iedere Bq die per tijdseenheid wordt geloosd, direct wordt verdund in het aantal m³ dat per tijdseenheid door de rivier stroomt.

De radioactiviteit die in zee belandt, zal in eerste instantie een mogelijke besmetting van vis, schelp- en schaaldieren in de kuststrook nabij het instroompunt van de rivier opleveren. In tweede instantie zal de activiteit zich, in het geval van lozingen vanuit Nederland, met grotere hoeveelheden zeewater in het zuidoostelijke deel van de Noordzee vermengen. Dit laatste compartiment is voor de individuele dosis veelal niet meer belangrijk. Voor de collectieve dosis is dit compartiment daarentegen wel belangrijk, omdat hier veel vis wordt gevangen (zie Tabel 5).

Er is aangenomen dat de concentraties van de diverse radionucliden in zee voor beide compartimenten worden bepaald door de verdunning die in deze compartimenten optreedt. Voor de wisselwerking sedimentatie-resuspensie is aangenomen dat deze na 25 jaar in evenwicht is.

Er is aangenomen dat een volwassen persoon in Nederland per jaar 4 kg zeevis, 0,3 kg mosselen, 0,3 kg schaaldieren en 0,3 kg zoetwatervis eet. Verder consumeert deze per jaar 720 l drinkwater, 121 l melk en melkproducten en 13 kg rundvlees [10]. Als reductiefactor voor de bereiding van vis en vlees is 0,5 gehanteerd [8].

Tabel 5 Enkele kenmerken van de lokale en regionale zeecompartimenten

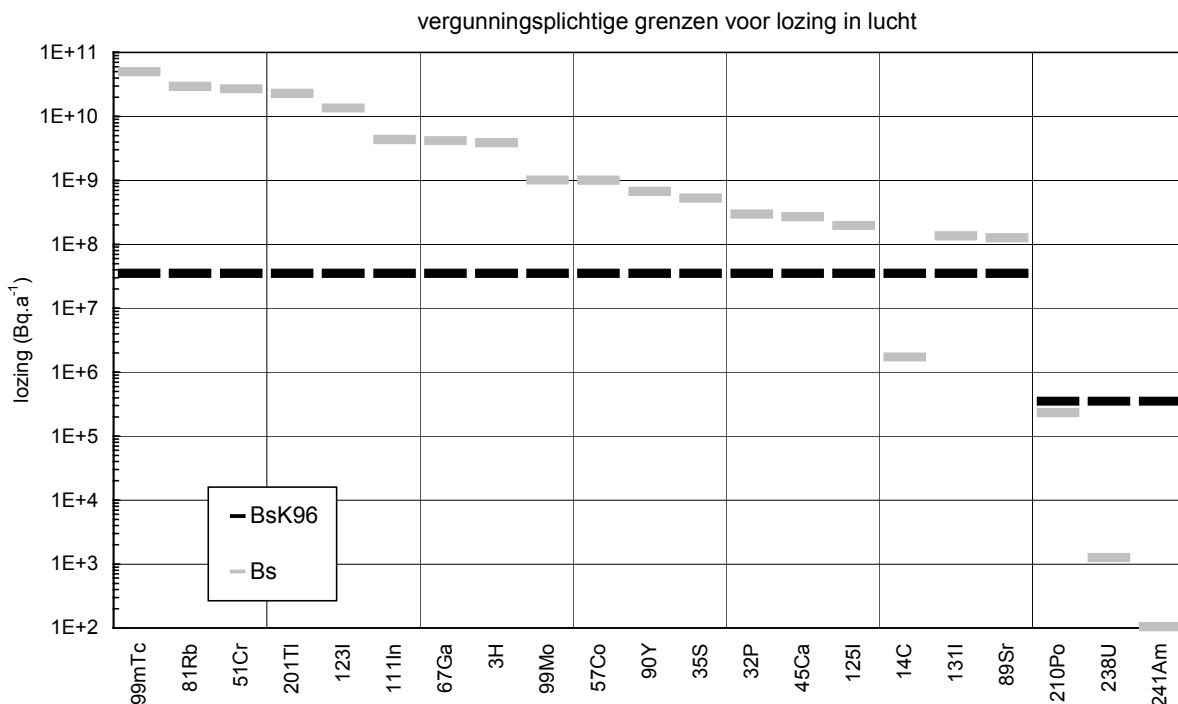
| grootheid (eenheid) | waarde | opmerkingen |
|--|----------------------|--------------------------|
| <i>zeecompartiment lokaal</i> | | |
| volume zeecompartiment (m ³) | 2,0.10 ⁹ | MARINA-zeemodel [11, 12] |
| debiet zeecompartiment (m ³ .s ⁻¹) | 2,5.10 ³ | MARINA-zeemodel [11, 12] |
| sedimentatiesnelheid zee (kg.m ⁻³ .a ⁻¹): | 5,0.10 ⁻³ | MARINA-zeemodel [11, 12] |
| vangst zeevis (kg.a ⁻¹): | 9,3.10 ⁴ | [11] |
| vangst mosselen (kg.a ⁻¹): | 6,4.10 ⁵ | [11] |
| vangst schaaldieren (kg.a ⁻¹): | 3,5.10 ⁴ | [11] |
| <i>zeecompartiment regionaal</i> | | |
| volume zeecompartiment (m ³): | 9,5.10 ¹¹ | MARINA-zeemodel [11, 12] |
| debiet zeecompartiment (m ³ .s ⁻¹): | 1,9.10 ⁵ | MARINA-zeemodel [11, 12] |
| vangst zeevis (kg.a ⁻¹): | 1,6.10 ⁷ | ICES [13] |
| vangst mosselen (kg.a ⁻¹): | 2,0.10 ⁷ | ICES [13] |
| vangst schaaldieren (kg.a ⁻¹): | 1,3.10 ⁶ | ICES [13] |

3 Resultaten: lozingen in lucht

3.1 Vergunningplichtige grenzen voor lozing

In de praktijk zal meestal gedurende een heel jaar meer dan een radionuclide worden geloosd. Om te beoordelen of een vergunningplichtige grens wordt overschreden, moest bij het hanteren van het BsK96 de totale activiteit α -stralers worden bepaald en getoetst en evenzo de totale activiteit β - en γ -stralers. Evenzo moet bij het hanteren van de grenzen in het Bs het aantal Re's dat wordt geloosd per radionuclide voor fysisch verval worden gecorrigeerd en vervolgens over alle radionucliden gesommeerd. Dat betekent dat als elk van de geloosde radionucliden onder de bijbehorende vergunningplichtige grens blijft, het toch kan voorkomen dat er vergunningplicht bestaat voor de totale lozing. Omdat het mengsel van radionucliden in de lozing sterk van geval tot geval kan verschillen, worden in het vervolg van dit rapport alleen de consequenties van lozingen beschouwd die altijd uit één radionuclide bestaan.

Figuur 3 geeft per radionuclide de vergunningplichtige hoeveelheid radioactiviteit die in een jaar in lucht mag worden geloosd volgens het BsK96 en die volgens het Bs. De radionucliden zijn in dit figuur en ook in de andere figuren in dit hoofdstuk, van links naar rechts in volgorde van toenemende dosiscoëfficiënt voor inhalatie gesorteerd. De grenzen zijn afgeleid uit de gegevens in Tabel 1 en Tabel 3 samen met de aanname dat een radionuclidenlaboratorium een jaar lang continue $800 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ loost. In het Bs is deze grens afhankelijk van het radionuclide omdat elk radionuclide een andere dosiscoëfficiënt heeft. Er is gecorrigeerd voor fysisch verval door middel van de correctiefactoren uit Tabel 3.



Figuur 3 Vergunningplichtige grenzen voor lozing in lucht, volgens BsK96 en Bs

Ter verduidelijking van hetgeen in Figuur 3 is weergegeven een voorbeeld. De dosiscoëfficiënt voor inhalatie van ^{241}Am bedraagt $9,6 \cdot 10^{-5} \text{ Sv} \cdot \text{Bq}^{-1}$ (Tabel 3), dus 1 $\text{Re}_{\text{inh}}^{241}\text{Am}$ komt overeen met $1,0 \cdot 10^4 \text{ Bq}$. Stel er vindt een lozing plaats van $1000 \text{ Bq} \cdot \text{a}^{-1}$ ^{241}Am . De vraag is of deze lozing wel of niet vergunningplichtig is. $1000 \text{ Bq} \cdot \text{a}^{-1}$ ^{241}Am komt overeen met 0,1 Re_{inh} . De

geloosde hoeveelheid uitgedrukt in Re moet vóór toetsing worden gecorrigeerd met de correctiefactoren uit Tabel 3. Dus het aantal Re dat aan de vergunningplichtige grens moet worden getoetst, bedraagt $100 * 0,1 \text{ Re}_{\text{inh}} = 10 \text{ Re}$. Deze lozing is dus vergunningplichtig. Een ^{241}Am -lozing van minder dan 100 Bq.a^{-1} is niet vergunningplichtig.

3.2 Dosis per eenheid geloosde activiteit

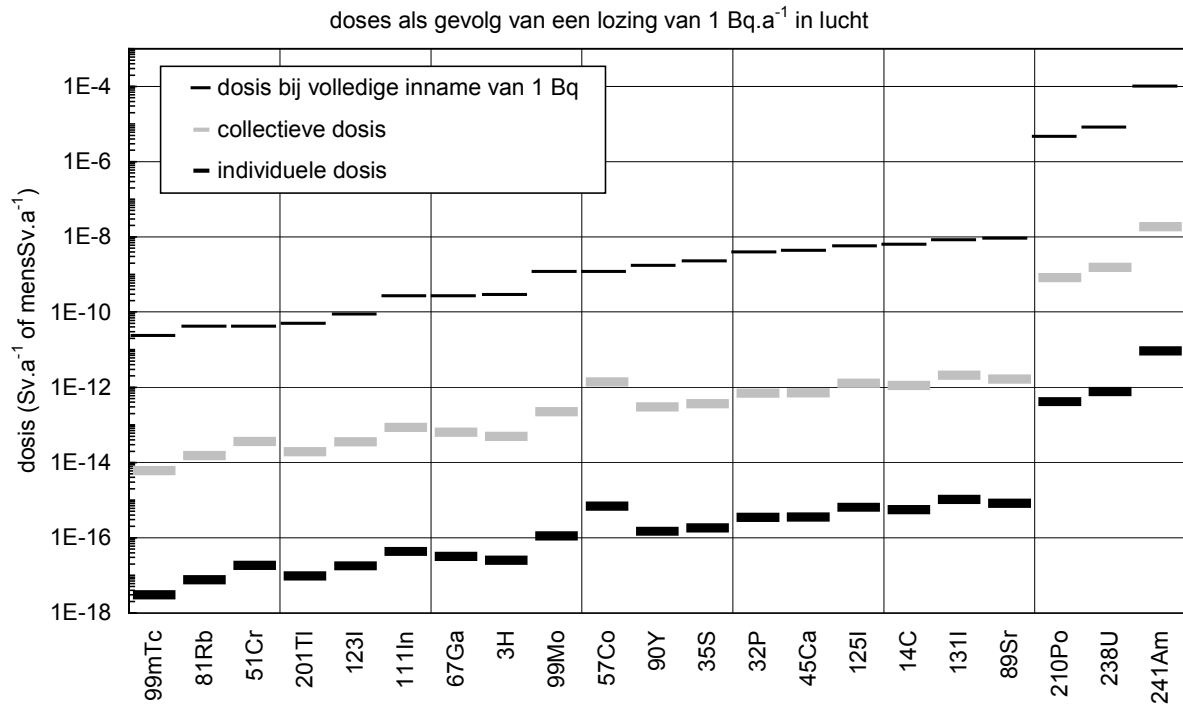
In Tabel 6 en Figuur 4 zijn per radionuclide de individuele dosis en de collectieve dosis gegeven die volgens de berekeningen in dit onderzoek het gevolg zijn van een lozing van 1 Bq.a^{-1} in lucht.

Tabel 6 Doses als gevolg van een lozing van 1 Bq.a^{-1} in lucht

| radionuclide | individuele dosis (Sv.a^{-1}) | collectieve dosis (mensSv.a^{-1}) |
|--------------------------|--|--|
| ^3H | $2,5 \cdot 10^{-17}$ | $5,0 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{14}C | $5,5 \cdot 10^{-16}$ | $1,1 \cdot 10^{-12}$ |
| ^{32}P | $3,4 \cdot 10^{-16}$ | $6,9 \cdot 10^{-13}$ |
| ^{35}S | $1,8 \cdot 10^{-16}$ | $3,6 \cdot 10^{-13}$ |
| ^{45}Ca | $3,5 \cdot 10^{-16}$ | $7,0 \cdot 10^{-13}$ |
| ^{51}Cr | $1,8 \cdot 10^{-17}$ | $3,6 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{57}Co | $6,9 \cdot 10^{-16}$ | $1,4 \cdot 10^{-12}$ |
| ^{67}Ga | $3,2 \cdot 10^{-17}$ | $6,3 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{81}Rb | $7,6 \cdot 10^{-18}$ | $1,5 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{89}Sr | $8,1 \cdot 10^{-16}$ | $1,6 \cdot 10^{-12}$ |
| ^{90}Y | $1,5 \cdot 10^{-16}$ | $3,0 \cdot 10^{-13}$ |
| ^{99}Mo | $1,1 \cdot 10^{-16}$ | $2,2 \cdot 10^{-13}$ |
| $^{99\text{m}}\text{Tc}$ | $3,0 \cdot 10^{-18}$ | $6,0 \cdot 10^{-15}$ |
| ^{111}In | $4,3 \cdot 10^{-17}$ | $8,5 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{123}I | $1,8 \cdot 10^{-17}$ | $3,5 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{125}I | $6,3 \cdot 10^{-16}$ | $1,3 \cdot 10^{-12}$ |
| ^{131}I | $1,0 \cdot 10^{-15}$ | $2,1 \cdot 10^{-12}$ |
| ^{201}Tl | $9,5 \cdot 10^{-18}$ | $1,9 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{210}Po * | $4,1 \cdot 10^{-13}$ | $8,2 \cdot 10^{-10}$ |
| ^{238}U * | $7,6 \cdot 10^{-13}$ | $1,5 \cdot 10^{-9}$ |
| ^{241}Am * | $9,1 \cdot 10^{-12}$ | $1,8 \cdot 10^{-8}$ |

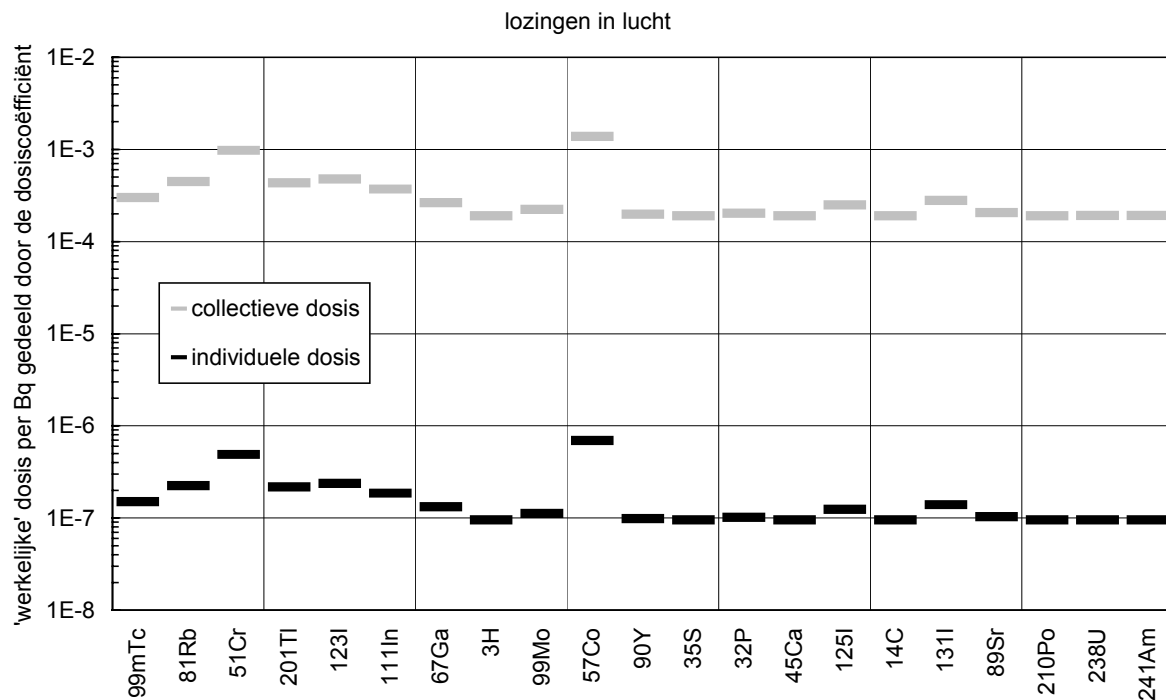
* α -straler

De individuele dosis varieert tussen $3 \cdot 10^{-18}$ en $9 \cdot 10^{-12} \text{ Sv.a}^{-1}$. De onderzochte radionucliden kunnen in twee groepen worden verdeeld: voor de onderzochte β - en γ -stralers varieert de individuele dosis tussen $3 \cdot 10^{-18}$ en $1 \cdot 10^{-15} \text{ Sv.a}^{-1}$ en voor de α -stralers tussen $4 \cdot 10^{-13}$ en $9 \cdot 10^{-12} \text{ Sv.a}^{-1}$. De collectieve dosis varieert tussen $6 \cdot 10^{-15}$ en $2 \cdot 10^{-8} \text{ mensSv.a}^{-1}$. Ook voor de collectieve dosis zijn er twee groepen radionucliden te onderscheiden. Voor de β - en γ -stralers varieert de collectieve dosis tussen $6 \cdot 10^{-15}$ en $2 \cdot 10^{-12} \text{ mensSv.a}^{-1}$ en voor de α -stralers tussen $8 \cdot 10^{-10}$ en $2 \cdot 10^{-8} \text{ mensSv.a}^{-1}$.



Figuur 4 Doses als gevolg van een lozing van $1 \text{ Bq}\cdot\text{a}^{-1}$ in lucht en als referentie de dosis bij volledige inname van 1 Bq

In Figuur 4 is te zien dat over het algemeen de berekende individuele dosis en de collectieve dosis hoger is bij een hogere dosiscoëfficiënt (radionucliden zijn van links naar rechts in volgorde van toenemende dosiscoëfficiënt voor inhalatie gesorteerd). Om de afwijkingen op deze regel zichtbaar te maken is in Figuur 5 de ‘werkelijke’ dosis gedeeld door de dosis die bij volledige inname zou worden ontvangen en die wordt gegeven door de dosiscoëfficiënt. Deze verhouding kan worden gezien als een indicatie voor een verspreidings- of verdunningsfactor die uiteraard wel afhankelijk is van de gekozen lozingsomstandigheid en van de andere parameters die in de verspreidings- en dosisberekening zijn gebruikt (zie paragraaf 2.3). De spreiding wordt veroorzaakt door het feit dat in de ‘werkelijke’ dosis ook een bijdrage aan externe straling van bodem en wolk is opgenomen, terwijl de dosis bij volledige inname alleen de dosis als gevolg van inhalatie omvat: zie bijvoorbeeld ^{57}Co . Voor die radionucliden waarvoor de externe straling niet relevant is, bedraagt de ‘verdunningsfactor’ 10^{-7} .



Figuur 5 Berekende individuele en collectieve 'werkelijke' dosis gedeeld door de dosis bij volledige inname

3.3 Dosis behorende bij vergunningplichtige grenzen

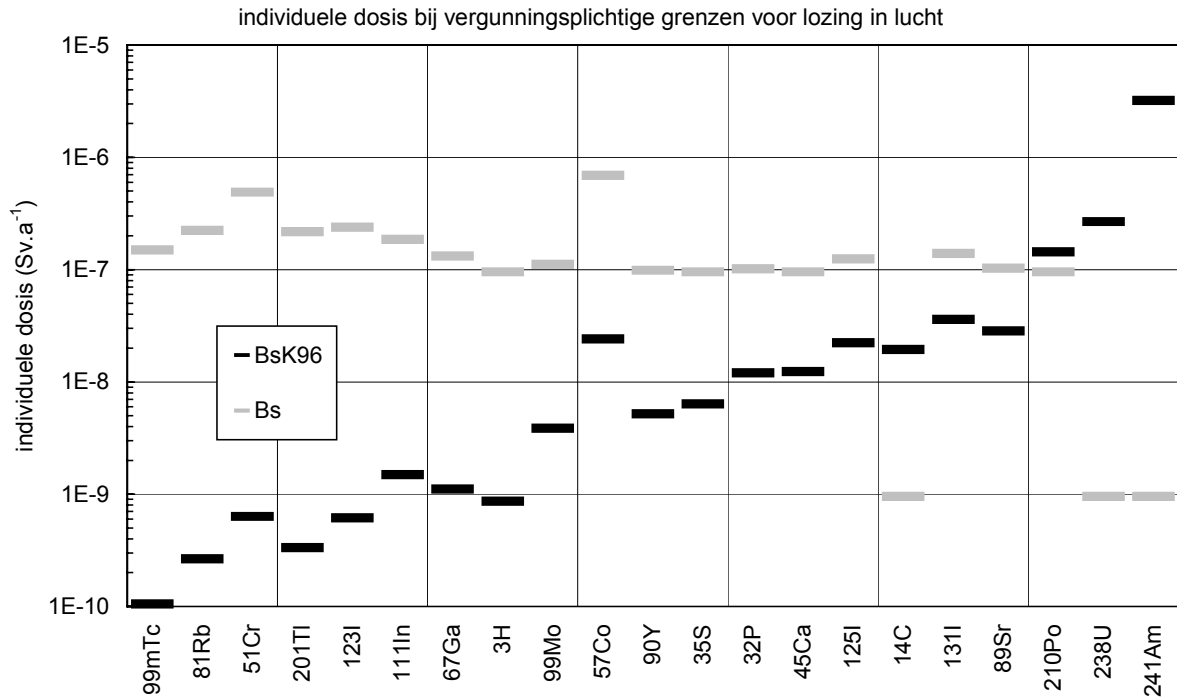
In Tabel 7 zijn per radionuclide de individuele en de collectieve doses opgenomen die bij de vergunningplichtige grenzen (Figuur 3) horen. Voor elke kolom zijn eveneens de hoogste, gemiddelde en de laagste waarden in die kolom opgenomen. In Figuur 6 en Figuur 7 zijn deze doses grafisch weergegeven.

Tabel 7 Dosis bij vergunningplichtige grenzen voor lozingen in lucht

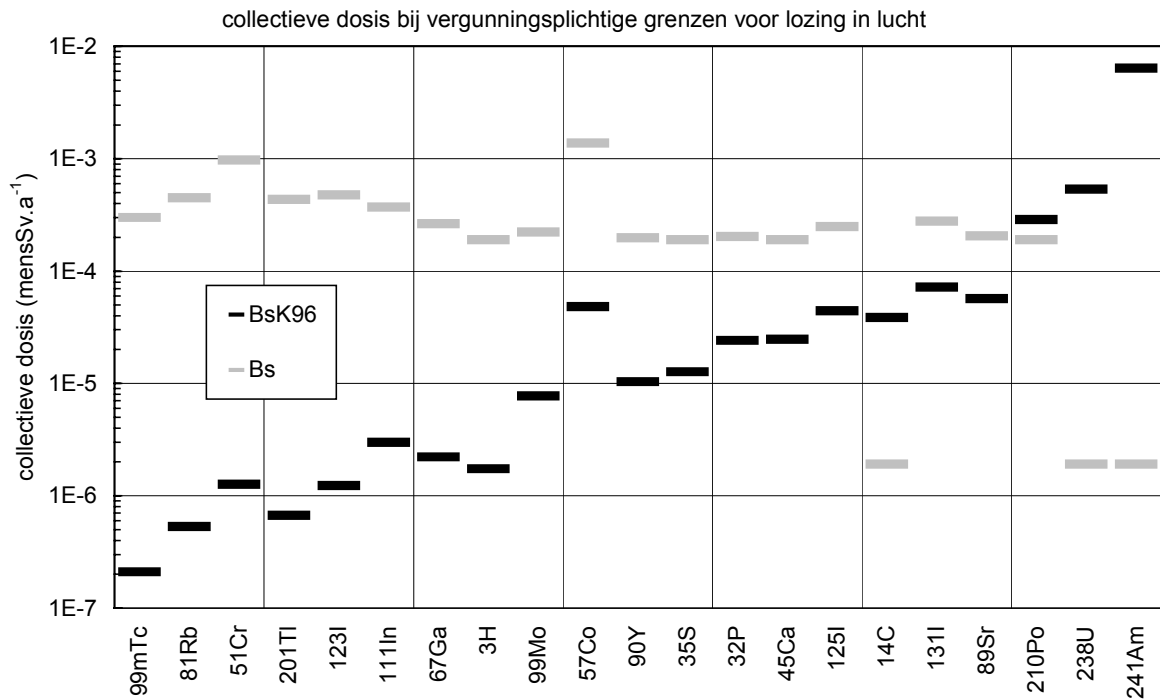
| radionuclide | CR ₁ | BsK96 | | | Bs | | |
|-------------------|-----------------|--|--|--|---|--|--|
| | | vergunning- plichtige grens Bq.a ⁻¹ | individuele dosis Sv.a ⁻¹ | collectieve dosis mensSv.a ⁻¹ | vergunning- plichtige grens Bq.a ⁻¹ | individuele dosis Sv.a ⁻¹ | collectieve dosis mensSv.a ⁻¹ |
| ³ H | 1 | 3,5.10 ⁷ | 8,7.10 ⁻¹⁰ | 1,7.10 ⁻⁶ | 3,8.10 ⁹ | 9,5.10 ⁻⁸ | 1,9.10 ⁻⁴ |
| ¹⁴ C | 100 | 3,5.10 ⁷ | 1,9.10 ⁻⁸ | 3,9.10 ⁻⁵ | 1,7.10 ⁶ | 9,5.10 ⁻¹⁰ | 1,9.10 ⁻⁶ |
| ³² P | 1 | 3,5.10 ⁷ | 1,2.10 ⁻⁸ | 2,4.10 ⁻⁵ | 2,9.10 ⁸ | 1,0.10 ⁻⁷ | 2,0.10 ⁻⁴ |
| ³⁵ S | 1 | 3,5.10 ⁷ | 6,3.10 ⁻⁹ | 1,3.10 ⁻⁵ | 5,3.10 ⁸ | 9,5.10 ⁻⁸ | 1,9.10 ⁻⁴ |
| ⁴⁵ Ca | 1 | 3,5.10 ⁷ | 1,2.10 ⁻⁸ | 2,5.10 ⁻⁵ | 2,7.10 ⁸ | 9,5.10 ⁻⁸ | 1,9.10 ⁻⁴ |
| ⁵¹ Cr | 1 | 3,5.10 ⁷ | 6,3.10 ⁻¹⁰ | 1,3.10 ⁻⁶ | 2,7.10 ¹⁰ | 4,9.10 ⁻⁷ | 9,8.10 ⁻⁴ |
| ⁵⁷ Co | 1 | 3,5.10 ⁷ | 2,4.10 ⁻⁸ | 4,8.10 ⁻⁵ | 1,0.10 ⁹ | 6,9.10 ⁻⁷ | 1,4.10 ⁻³ |
| ⁶⁷ Ga | 1 | 3,5.10 ⁷ | 1,1.10 ⁻⁹ | 2,2.10 ⁻⁶ | 4,2.10 ⁹ | 1,3.10 ⁻⁷ | 2,6.10 ⁻⁴ |
| ⁸¹ Rb | 1 | 3,5.10 ⁷ | 2,7.10 ⁻¹⁰ | 5,3.10 ⁻⁷ | 2,9.10 ¹⁰ | 2,2.10 ⁻⁷ | 4,5.10 ⁻⁴ |
| ⁸⁹ Sr | 1 | 3,5.10 ⁷ | 2,8.10 ⁻⁸ | 5,7.10 ⁻⁵ | 1,3.10 ⁸ | 1,0.10 ⁻⁷ | 2,1.10 ⁻⁴ |
| ⁹⁰ Y | 1 | 3,5.10 ⁷ | 5,2.10 ⁻⁹ | 1,0.10 ⁻⁵ | 6,7.10 ⁸ | 9,9.10 ⁻⁸ | 2,0.10 ⁻⁴ |
| ⁹⁹ Mo | 1 | 3,5.10 ⁷ | 3,9.10 ⁻⁹ | 7,7.10 ⁻⁶ | 1,0.10 ⁹ | 1,1.10 ⁻⁷ | 2,2.10 ⁻⁴ |
| ^{99m} Tc | 1 | 3,5.10 ⁷ | 1,0.10 ⁻¹⁰ | 2,1.10 ⁻⁷ | 5,0.10 ¹⁰ | 1,5.10 ⁻⁷ | 3,0.10 ⁻⁴ |
| ¹¹¹ In | 1 | 3,5.10 ⁷ | 1,5.10 ⁻⁹ | 3,0.10 ⁻⁶ | 4,3.10 ⁹ | 1,9.10 ⁻⁷ | 3,7.10 ⁻⁴ |
| ¹²³ I | 1 | 3,5.10 ⁷ | 6,2.10 ⁻¹⁰ | 1,2.10 ⁻⁶ | 1,4.10 ¹⁰ | 2,4.10 ⁻⁷ | 4,8.10 ⁻⁴ |
| ¹²⁵ I | 1 | 3,5.10 ⁷ | 2,2.10 ⁻⁸ | 4,4.10 ⁻⁵ | 2,0.10 ⁸ | 1,2.10 ⁻⁷ | 2,5.10 ⁻⁴ |
| ¹³¹ I | 1 | 3,5.10 ⁷ | 3,6.10 ⁻⁸ | 7,2.10 ⁻⁵ | 1,4.10 ⁸ | 1,4.10 ⁻⁷ | 2,8.10 ⁻⁴ |
| ²⁰¹ Tl | 1 | 3,5.10 ⁷ | 3,3.10 ⁻¹⁰ | 6,7.10 ⁻⁷ | 2,3.10 ¹⁰ | 2,2.10 ⁻⁷ | 4,3.10 ⁻⁴ |
| ²¹⁰ Po | 1 | 3,5.10 ⁵ | 1,4.10 ⁻⁷ | 2,9.10 ⁻⁴ | 2,3.10 ⁵ | 9,5.10 ⁻⁸ | 1,9.10 ⁻⁴ |
| ²³⁸ U | 100 | 3,5.10 ⁵ | 2,7.10 ⁻⁷ | 5,3.10 ⁻⁴ | 1,3.10 ³ | 9,5.10 ⁻¹⁰ | 1,9.10 ⁻⁶ |
| ²⁴¹ Am | 100 | 3,5.10 ⁵ | 3,2.10 ⁻⁶ | 6,4.10 ⁻³ | 1,0.10 ² | 9,5.10 ⁻¹⁰ | 1,9.10 ⁻⁶ |

De individuele dosis behorende bij de vergunningplichtige grenzen volgens BsK96 varieert tussen 1.10^{-10} en 3.10^{-6} Sv.a⁻¹ (β- en γ-stralers tussen 1.10^{-10} en 4.10^{-8} Sv.a⁻¹ en α-stralers tussen 1.10^{-7} en 3.10^{-6} Sv.a⁻¹). De collectieve dosis varieert tussen 2.10^{-7} en 6.10^{-3} mensSv.a⁻¹. Deze variaties van ongeveer een factor 10.000 voor de onderzochte radionucliden zijn het gevolg van het feit dat bij de vergunningplichtige grens in BsK96 geen rekening is gehouden met de radiotoxiciteit van het radionuclide.

De individuele dosis die volgens het Bs bij de vergunningplichtige grens hoort, varieert tussen 1.10^{-9} en 7.10^{-7} Sv.a⁻¹. De collectieve dosis varieert tussen 2.10^{-6} en 1.10^{-3} mensSv.a⁻¹. Als de radionucliden die een grote correctiefactor voor fysisch verval hebben buiten beschouwing worden gelaten, bedraagt de variatie in de dosis tussen de verschillende radionucliden minder dan een factor 10 in plaats van meer dan een factor 700.



Figuur 6 *Individuele dosis als gevolg van een lozing in lucht die gelijk is aan de vergunningplichtige grens volgens BsK96 en het Bs*

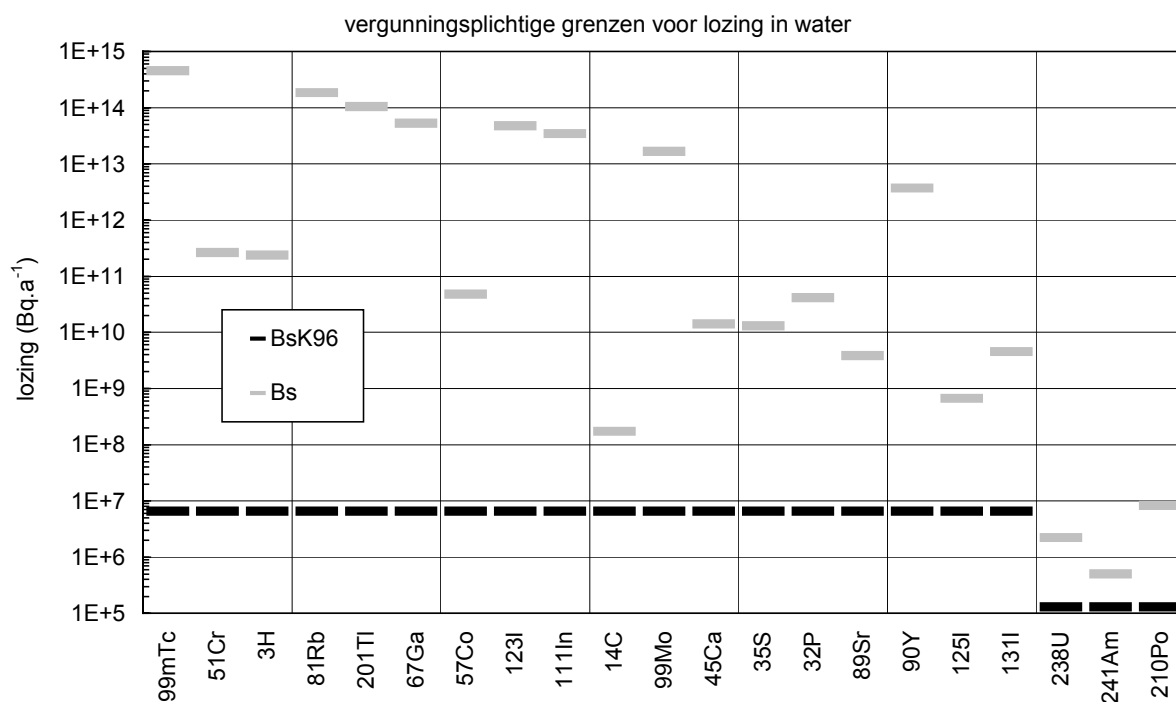


Figuur 7 *Collectieve dosis als gevolg van een lozing in lucht die gelijk is aan de vergunningplichtige grens volgens BsK96 en het Bs*

4 Resultaten: lozingen in water

4.1 Vergunningplichtige grenzen voor lozing

Figuur 8 geeft per radionuclide de vergunningplichtige hoeveelheid radioactiviteit die in een jaar in water mag worden geloosd volgens het BsK96 en die volgens het Bs. De radionucliden zijn in dit figuur en ook in de andere figuren in dit hoofdstuk, van links naar rechts in volgorde van toenemende dosiscoëfficiënt voor ingestie gesorteerd. In het Bs is de grens, net als bij lozing in lucht (zie 3.1), afhankelijk van het radionuclide omdat elk radionuclide een andere waarde voor de dosiscoëfficiënt en voor de correctiefactor voor fysisch verval heeft.

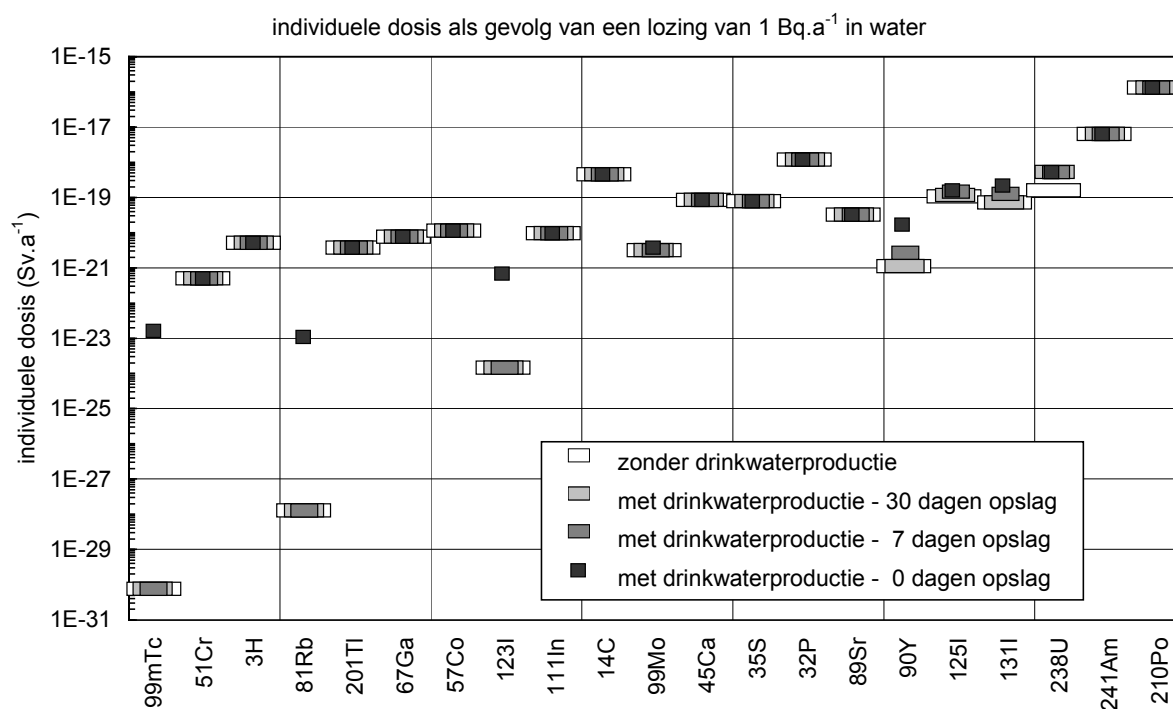


Figuur 8 Vergunningplichtige grenzen voor lozing in water, volgens BsK96 en Bs

De overwegingen die voor een lozing van een mengsel van radionucliden in lucht gelden, gelden ook voor een lozing van een mengsel van radionucliden: zie paragraaf 3.1. De grote variaties tussen de radionucliden wordt voor een deel veroorzaakt door de correctiefactor voor fysisch verval. Deze factor bedraagt bijvoorbeeld 0,001 voor ^{99m}Tc en 100 voor ¹⁴C.

4.2 Dosis per eenheid geloosde activiteit

In Figuur 9 is het effect van de opslagduur van drinkwater op de individuele dosis als gevolg van een eenheidslozing weergegeven. Voor de meeste radionucliden heeft het wel of niet meenemen van drinkwaterproductie geen of nauwelijks effect op de dosis. Voor het langlevende ²³⁸U is er alleen een effect op de dosis als drinkwater niet wordt meegenomen. Een effect van de opslagduur groter dan ongeveer een factor 10 treedt alleen op de kortlevende radionucliden ^{99m}Tc, ⁸¹Rb, ¹²³I en ⁹⁰Y.



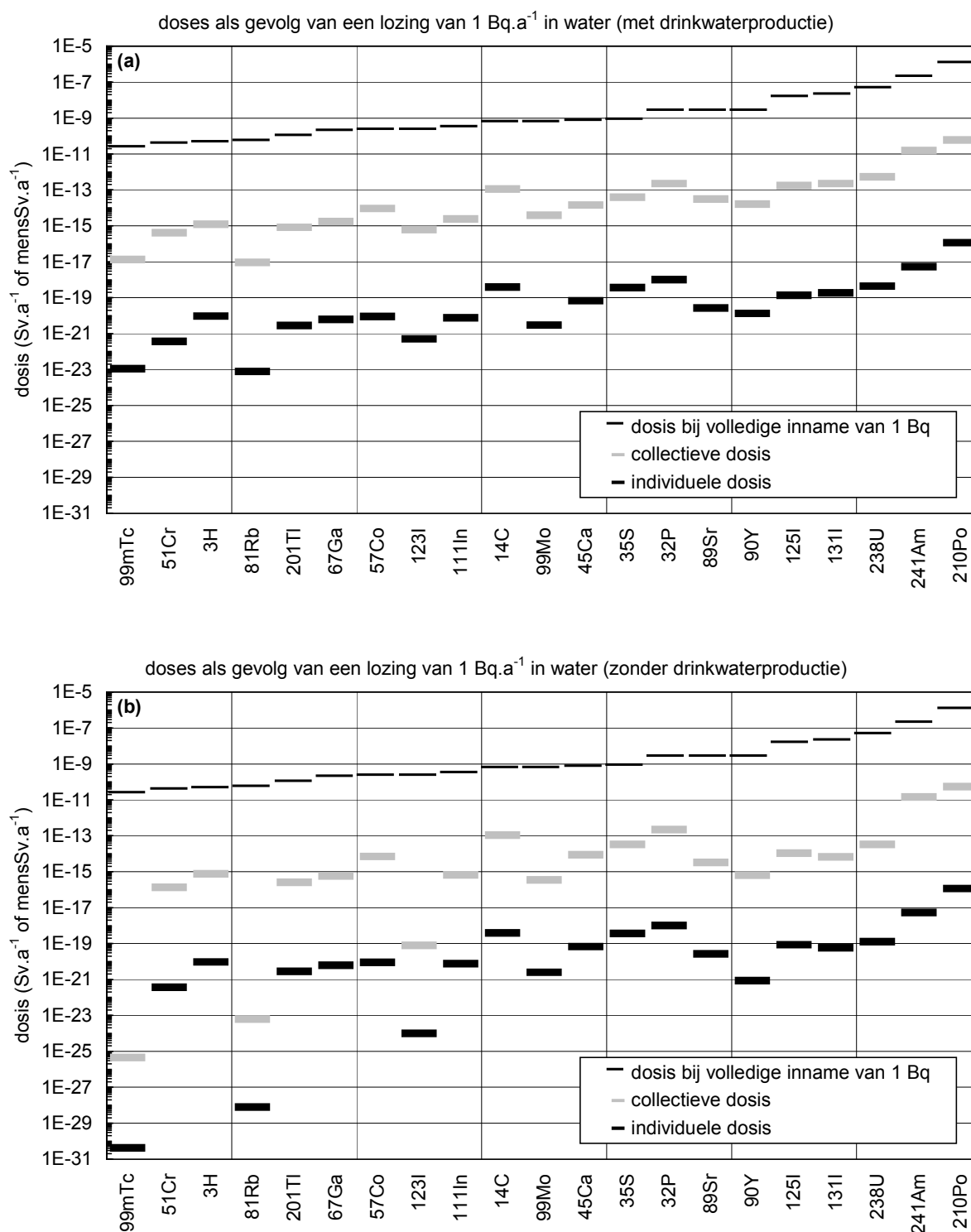
Figuur 9 Effect van de opslagduur bij de bereiding van drinkwater op de individuele dosis als gevolg van een lozing van 1 Bq.a^{-1} in water

Tabel 8 Dosis als gevolg van een lozing van 1 Bq.a^{-1} in water

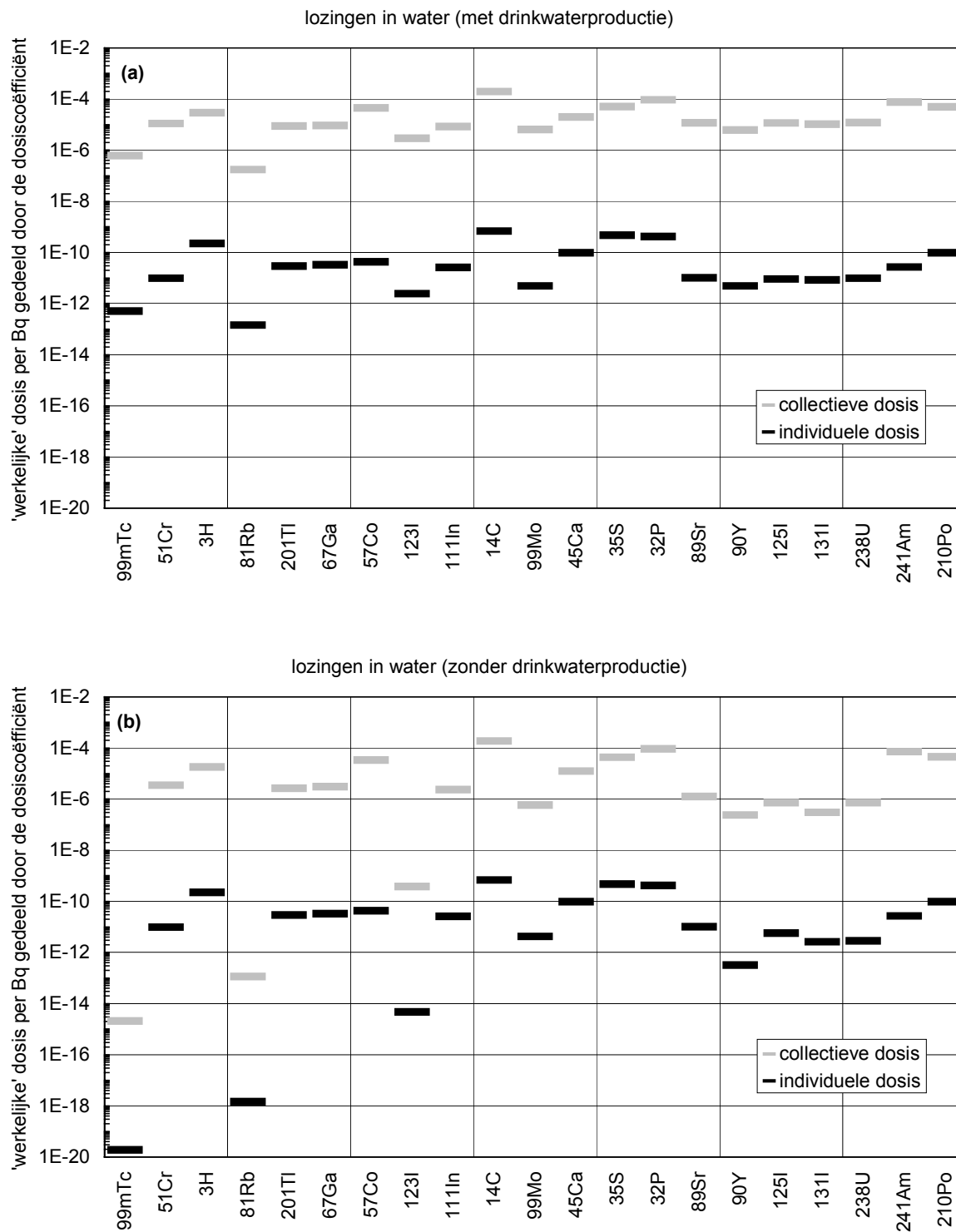
| radionuclide | individuele dosis (Sv.a^{-1}) | | collectieve dosis (mensSv.a^{-1}) | |
|--------------------------|--|----------------------------|--|----------------------------|
| | met drinkwaterproductie | zonder drinkwaterproductie | met drinkwaterproductie | zonder drinkwaterproductie |
| ^3H | $9,3 \cdot 10^{-21}$ | $9,3 \cdot 10^{-21}$ | $1,2 \cdot 10^{-15}$ | $7,5 \cdot 10^{-16}$ |
| ^{14}C | $3,9 \cdot 10^{-19}$ | $3,9 \cdot 10^{-19}$ | $1,1 \cdot 10^{-13}$ | $1,1 \cdot 10^{-13}$ |
| ^{32}P | $9,9 \cdot 10^{-19}$ | $9,9 \cdot 10^{-19}$ | $2,2 \cdot 10^{-13}$ | $2,2 \cdot 10^{-13}$ |
| ^{35}S | $3,6 \cdot 10^{-19}$ | $3,6 \cdot 10^{-19}$ | $3,9 \cdot 10^{-14}$ | $3,3 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{45}Ca | $6,8 \cdot 10^{-20}$ | $6,8 \cdot 10^{-20}$ | $1,4 \cdot 10^{-14}$ | $8,8 \cdot 10^{-15}$ |
| ^{51}Cr | $3,7 \cdot 10^{-22}$ | $3,7 \cdot 10^{-22}$ | $4,1 \cdot 10^{-16}$ | $1,3 \cdot 10^{-16}$ |
| ^{57}Co | $8,9 \cdot 10^{-21}$ | $8,9 \cdot 10^{-21}$ | $9,2 \cdot 10^{-15}$ | $7,0 \cdot 10^{-15}$ |
| ^{67}Ga | $6,2 \cdot 10^{-21}$ | $6,2 \cdot 10^{-21}$ | $1,7 \cdot 10^{-15}$ | $5,7 \cdot 10^{-16}$ |
| ^{81}Rb | $7,7 \cdot 10^{-24}$ | $7,8 \cdot 10^{-29}$ | $9,2 \cdot 10^{-18}$ | $6,1 \cdot 10^{-24}$ |
| ^{89}Sr | $2,6 \cdot 10^{-20}$ | $2,6 \cdot 10^{-20}$ | $3,0 \cdot 10^{-14}$ | $3,2 \cdot 10^{-15}$ |
| ^{90}Y | $1,3 \cdot 10^{-20}$ | $8,5 \cdot 10^{-22}$ | $1,6 \cdot 10^{-14}$ | $6,4 \cdot 10^{-16}$ |
| ^{99}Mo | $2,9 \cdot 10^{-21}$ | $2,5 \cdot 10^{-21}$ | $3,9 \cdot 10^{-15}$ | $3,5 \cdot 10^{-16}$ |
| $^{99\text{m}}\text{Tc}$ | $1,1 \cdot 10^{-23}$ | $4,2 \cdot 10^{-31}$ | $1,3 \cdot 10^{-17}$ | $4,5 \cdot 10^{-26}$ |
| ^{111}In | $7,4 \cdot 10^{-21}$ | $7,4 \cdot 10^{-21}$ | $2,4 \cdot 10^{-15}$ | $6,7 \cdot 10^{-16}$ |
| ^{123}I | $5,1 \cdot 10^{-22}$ | $9,8 \cdot 10^{-25}$ | $6,1 \cdot 10^{-16}$ | $7,9 \cdot 10^{-20}$ |
| ^{125}I | $1,3 \cdot 10^{-19}$ | $8,4 \cdot 10^{-20}$ | $1,7 \cdot 10^{-13}$ | $1,1 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{131}I | $1,8 \cdot 10^{-19}$ | $5,7 \cdot 10^{-20}$ | $2,3 \cdot 10^{-13}$ | $6,6 \cdot 10^{-15}$ |
| ^{201}Tl | $2,8 \cdot 10^{-21}$ | $2,8 \cdot 10^{-21}$ | $8,2 \cdot 10^{-16}$ | $2,5 \cdot 10^{-16}$ |
| ^{210}Po | $1,1 \cdot 10^{-16}$ | $1,1 \cdot 10^{-16}$ | $5,9 \cdot 10^{-11}$ | $5,4 \cdot 10^{-11}$ |
| ^{238}U | $4,4 \cdot 10^{-19}$ | $1,3 \cdot 10^{-19}$ | $5,3 \cdot 10^{-13}$ | $3,2 \cdot 10^{-14}$ |
| ^{241}Am | $5,3 \cdot 10^{-18}$ | $5,3 \cdot 10^{-18}$ | $1,5 \cdot 10^{-11}$ | $1,4 \cdot 10^{-11}$ |

De resultaten van de dosisberekeningen zijn per radionuclide weergegeven in Tabel 8 en Figuur 10 voor de situaties met en zonder drinkwaterproductie (zie paragraaf 2.4). In de berekening van de collectieve dosis is de dosis over alle belastingspaden gesommeerd. In de situatie met drinkwaterproductie varieert de individuele dosis tussen $7,7 \cdot 10^{-24}$ (^{81}Rb) en $1,1 \cdot 10^{-16}$ (^{210}Po) $\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{a}^{-1}$ geloosd. In de situatie zonder drinkwaterproductie bedraagt deze variatie van $4,2 \cdot 10^{-31}$ ($^{99\text{m}}\text{Tc}$) tot $1,1 \cdot 10^{-16}$ (^{210}Po) $\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{a}^{-1}$. De collectieve dosis varieert tussen $5 \cdot 10^{-26}$ en $5 \cdot 10^{-11}$ mens $\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ per $\text{Bq} \cdot \text{a}^{-1}$. Net als bij lozingsen in lucht blijkt dat over het algemeen de berekende individuele dosis en de collectieve dosis hoger zijn bij een hogere dosiscoëfficiënt. De grootste verschillen tussen de situatie ‘met’ en ‘zonder’ drinkwaterproductie treden op bij de radionucliden $^{99\text{m}}\text{Tc}$, ^{81}Rb en ^{123}I .

In Figuur 11 is voor alle beschouwde radionucliden de ‘werkelijke’ dosis gedeeld door de dosis die bij volledige inname zou worden ontvangen en die wordt gegeven door de dosiscoëfficiënt. Deze verhouding kan worden gezien als een indicatie voor een verspreidings- of verdunningsfactor die uiteraard wel afhankelijk is van de gekozen lozingsomstandigheid en van de andere parameters die in de verspreidings- en dosisberekening zijn gebruikt (zie paragraaf 2.4). De ‘verdunningsfactor’ voor de individuele dosis blijkt altijd minder dan 10^{-9} te bedragen. Uit een vergelijking van de situaties met en zonder drinkwaterproductie blijkt dat voor kortlevende radionucliden de ‘verdunning’ aanzienlijk groter kan zijn omdat de tijd tussen lozing en inname in de situatie zonder drinkwaterproductie langer is dan in de situatie met drinkwaterproductie. De collectieve dosis blijkt in de situatie met drinkwaterproductie een factor 10^4 tot 10^7 lager te zijn dan de (collectieve) dosis bij volledige inname. In de situatie zonder drinkwaterproductie kan dit oplopen tot meer dan een factor 10^{14} .



Figuur 10 Doses als gevolg van een lozing van $1 \text{ Bq}\cdot\text{a}^{-1}$ in water: (a) met drinkwaterproductie en (b) zonder drinkwaterproductie (als referentie is ook de dosis bij volledige inname van 1 Bq gegeven)



Figuur 11 Berekende collectieve en individuele 'werkelijke' dosis gedeeld door de dosis bij volledige inname: (a) met drinkwaterproductie en (b) zonder drinkwaterproductie

4.3 Dosis behorende bij vergunningplichtige grenzen

De oude vergunningplichtige grens van 500 kBq per 4 weken voor β - en γ -stralers komt overeen met $5 \cdot 10^5$ (Bq per 4 weken) * $365,25$ (d.a⁻¹) / (4*7 (d per 4 weken)) = $6,5 \cdot 10^6$ Bq.a⁻¹. Deze vergunde jaarlozing veroorzaakt de individuele en de collectieve doses die in Tabel 9 (met drinkwaterproductie) en Tabel 10 (zonder drinkwaterproductie) zijn vermeld. Deze tabellen bevatten tevens de doses behorende bij de vergunningplichtige grenzen volgens het Bs. In Figuur 12 en Figuur 13 zijn deze doses grafisch weergegeven.

Tabel 9 Dosis bij vergunningplichtige grenzen voor lozingen in water (situatie met drinkwaterproductie)

| radionuclide | CR _w | BsK96 | | | Bs | | |
|-------------------|-----------------|--|--|--|--|--|--|
| | | vergunning- plichtige lozing Bq.a ⁻¹ | individuele dosis Sv.a ⁻¹ | collectieve dosis mensSv.a ⁻¹ | vergunning- plichtige lozing Bq.a ⁻¹ | individuele dosis Sv.a ⁻¹ | collectieve dosis mensSv.a ⁻¹ |
| ³ H | 1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $6,1 \cdot 10^{-14}$ | $7,9 \cdot 10^{-9}$ | $2,4 \cdot 10^{11}$ | $2,2 \cdot 10^{-9}$ | $2,9 \cdot 10^{-4}$ |
| ¹⁴ C | 100 | $6,5 \cdot 10^6$ | $2,5 \cdot 10^{-12}$ | $7,3 \cdot 10^{-7}$ | $1,7 \cdot 10^8$ | $6,7 \cdot 10^{-11}$ | $1,9 \cdot 10^{-5}$ |
| ³² P | 0,1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $6,4 \cdot 10^{-12}$ | $1,4 \cdot 10^{-6}$ | $4,2 \cdot 10^{10}$ | $4,1 \cdot 10^{-8}$ | $9,3 \cdot 10^{-3}$ |
| ³⁵ S | 1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $2,3 \cdot 10^{-12}$ | $2,5 \cdot 10^{-7}$ | $1,3 \cdot 10^{10}$ | $4,6 \cdot 10^{-9}$ | $5,0 \cdot 10^{-4}$ |
| ⁴⁵ Ca | 1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $4,4 \cdot 10^{-13}$ | $9,2 \cdot 10^{-8}$ | $1,4 \cdot 10^{10}$ | $9,5 \cdot 10^{-10}$ | $2,0 \cdot 10^{-4}$ |
| ⁵¹ Cr | 1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $2,4 \cdot 10^{-15}$ | $2,7 \cdot 10^{-9}$ | $2,6 \cdot 10^{11}$ | $9,7 \cdot 10^{-11}$ | $1,1 \cdot 10^{-4}$ |
| ⁵⁷ Co | 1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $5,8 \cdot 10^{-14}$ | $6,0 \cdot 10^{-8}$ | $4,8 \cdot 10^{10}$ | $4,2 \cdot 10^{-10}$ | $4,4 \cdot 10^{-4}$ |
| ⁶⁷ Ga | 0,001 | $6,5 \cdot 10^6$ | $4,0 \cdot 10^{-14}$ | $1,1 \cdot 10^{-8}$ | $5,3 \cdot 10^{13}$ | $3,3 \cdot 10^{-7}$ | $9,1 \cdot 10^{-2}$ |
| ⁸¹ Rb | 0,001 | $6,5 \cdot 10^6$ | $5,0 \cdot 10^{-17}$ | $6,0 \cdot 10^{-11}$ | $1,9 \cdot 10^{14}$ | $1,4 \cdot 10^{-9}$ | $1,7 \cdot 10^{-3}$ |
| ⁸⁹ Sr | 1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $1,7 \cdot 10^{-13}$ | $2,0 \cdot 10^{-7}$ | $3,8 \cdot 10^9$ | $1,0 \cdot 10^{-10}$ | $1,2 \cdot 10^{-4}$ |
| ⁹⁰ Y | 0,001 | $6,5 \cdot 10^6$ | $8,5 \cdot 10^{-14}$ | $1,1 \cdot 10^{-7}$ | $3,7 \cdot 10^{12}$ | $4,8 \cdot 10^{-8}$ | $6,0 \cdot 10^{-2}$ |
| ⁹⁹ Mo | 0,001 | $6,5 \cdot 10^6$ | $1,9 \cdot 10^{-14}$ | $2,5 \cdot 10^{-8}$ | $1,7 \cdot 10^{13}$ | $4,9 \cdot 10^{-8}$ | $6,4 \cdot 10^{-2}$ |
| ^{99m} Tc | 0,001 | $6,5 \cdot 10^6$ | $7,2 \cdot 10^{-17}$ | $8,7 \cdot 10^{-11}$ | $4,5 \cdot 10^{14}$ | $5,0 \cdot 10^{-9}$ | $6,1 \cdot 10^{-3}$ |
| ¹¹¹ In | 0,001 | $6,5 \cdot 10^6$ | $4,8 \cdot 10^{-14}$ | $1,5 \cdot 10^{-8}$ | $3,4 \cdot 10^{13}$ | $2,5 \cdot 10^{-7}$ | $8,2 \cdot 10^{-2}$ |
| ¹²³ I | 0,001 | $6,5 \cdot 10^6$ | $3,3 \cdot 10^{-15}$ | $3,9 \cdot 10^{-9}$ | $4,8 \cdot 10^{13}$ | $2,4 \cdot 10^{-8}$ | $2,9 \cdot 10^{-2}$ |
| ¹²⁵ I | 1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $8,7 \cdot 10^{-13}$ | $1,1 \cdot 10^{-6}$ | $6,7 \cdot 10^8$ | $9,0 \cdot 10^{-11}$ | $1,1 \cdot 10^{-4}$ |
| ¹³¹ I | 0,1 | $6,5 \cdot 10^6$ | $1,2 \cdot 10^{-12}$ | $1,5 \cdot 10^{-6}$ | $4,5 \cdot 10^9$ | $8,3 \cdot 10^{-10}$ | $1,0 \cdot 10^{-3}$ |
| ²⁰¹ Tl | 0,001 | $6,5 \cdot 10^6$ | $1,8 \cdot 10^{-14}$ | $5,3 \cdot 10^{-9}$ | $1,1 \cdot 10^{14}$ | $2,9 \cdot 10^{-7}$ | $8,6 \cdot 10^{-2}$ |
| ²¹⁰ Po | 1 | $1,3 \cdot 10^5$ | $1,5 \cdot 10^{-11}$ | $7,7 \cdot 10^{-6}$ | $8,3 \cdot 10^6$ | $9,6 \cdot 10^{-10}$ | $4,9 \cdot 10^{-4}$ |
| ²³⁸ U | 100 | $1,3 \cdot 10^5$ | $5,7 \cdot 10^{-14}$ | $6,9 \cdot 10^{-8}$ | $2,2 \cdot 10^6$ | $9,7 \cdot 10^{-13}$ | $1,2 \cdot 10^{-6}$ |
| ²⁴¹ Am | 100 | $1,3 \cdot 10^5$ | $6,9 \cdot 10^{-13}$ | $2,0 \cdot 10^{-6}$ | $5,0 \cdot 10^5$ | $2,7 \cdot 10^{-12}$ | $7,5 \cdot 10^{-6}$ |

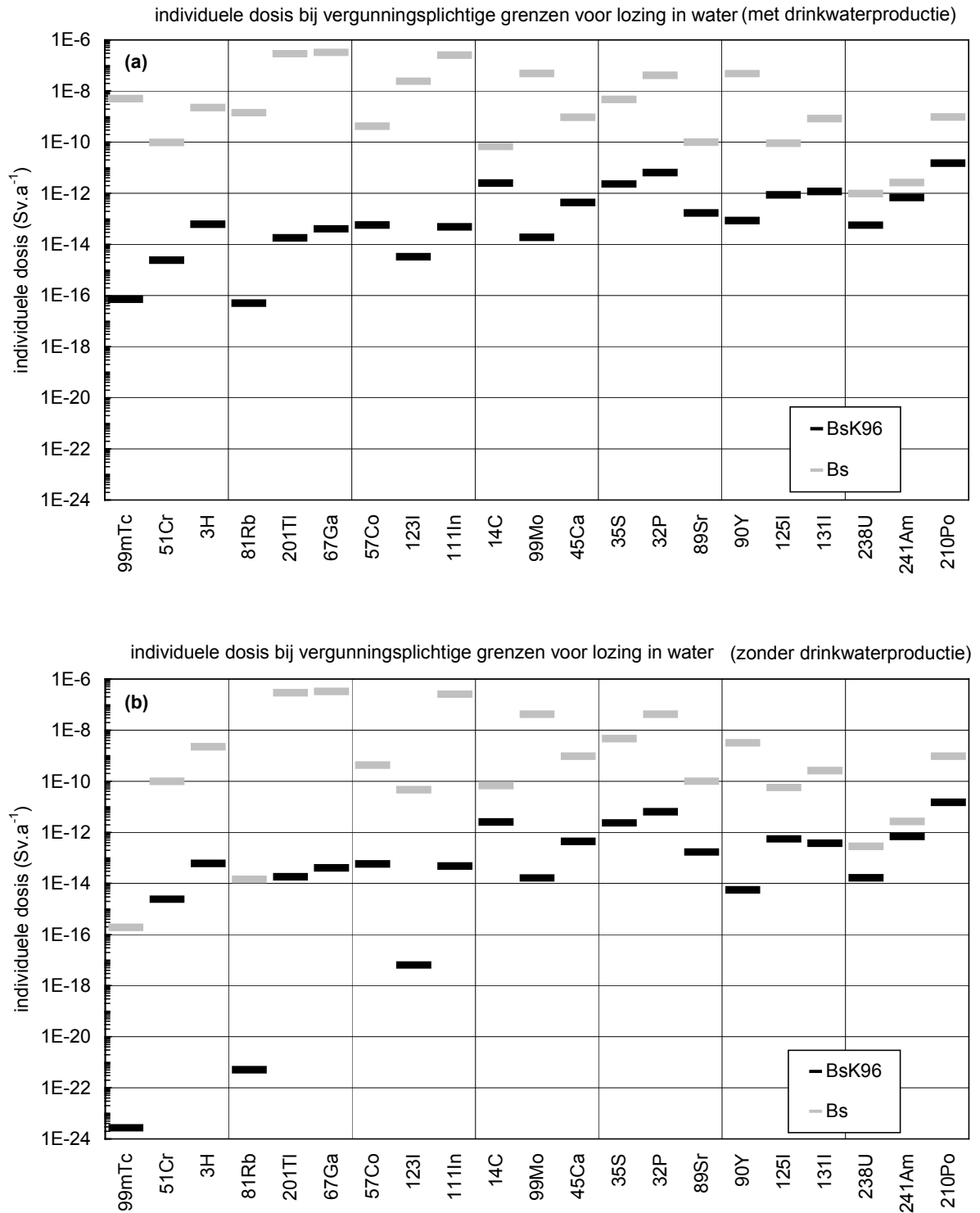
In de situatie met drinkwaterproductie varieert de individuele dosis die behoort bij de oude vergunningplichtige grenzen tussen $5,0 \cdot 10^{-17}$ (⁸¹Rb) en $1,5 \cdot 10^{-11}$ Sv.a⁻¹ (²¹⁰Po), de collectieve dosis tussen $6,0 \cdot 10^{-11}$ (⁸¹Rb) en $7,7 \cdot 10^{-6}$ mensSv.a⁻¹ (²¹⁰Po). Deze variaties van ongeveer een factor 100.000 voor de onderzochte radionucliden zijn het gevolg van het feit dat de vergunningplichtige grens in BsK96 is uitgedrukt in Bq, ongeacht de radiotoxiciteit van het radionuclide.

De individuele dosis die volgens het Bs bij de vergunningplichtige grens hoort, varieert tussen $9,7 \cdot 10^{-13}$ en $3,3 \cdot 10^{-7}$ Sv.a⁻¹. De collectieve dosis varieert tussen $1,2 \cdot 10^{-6}$ en $9,1 \cdot 10^{-2}$ mensSv.a⁻¹. Als de correctiefactor voor fysisch verval buiten beschouwing wordt gelaten, dan bedraagt de variatie in de dosis tussen de verschillende radionucliden een factor 1000 in plaats van een factor 100.000.

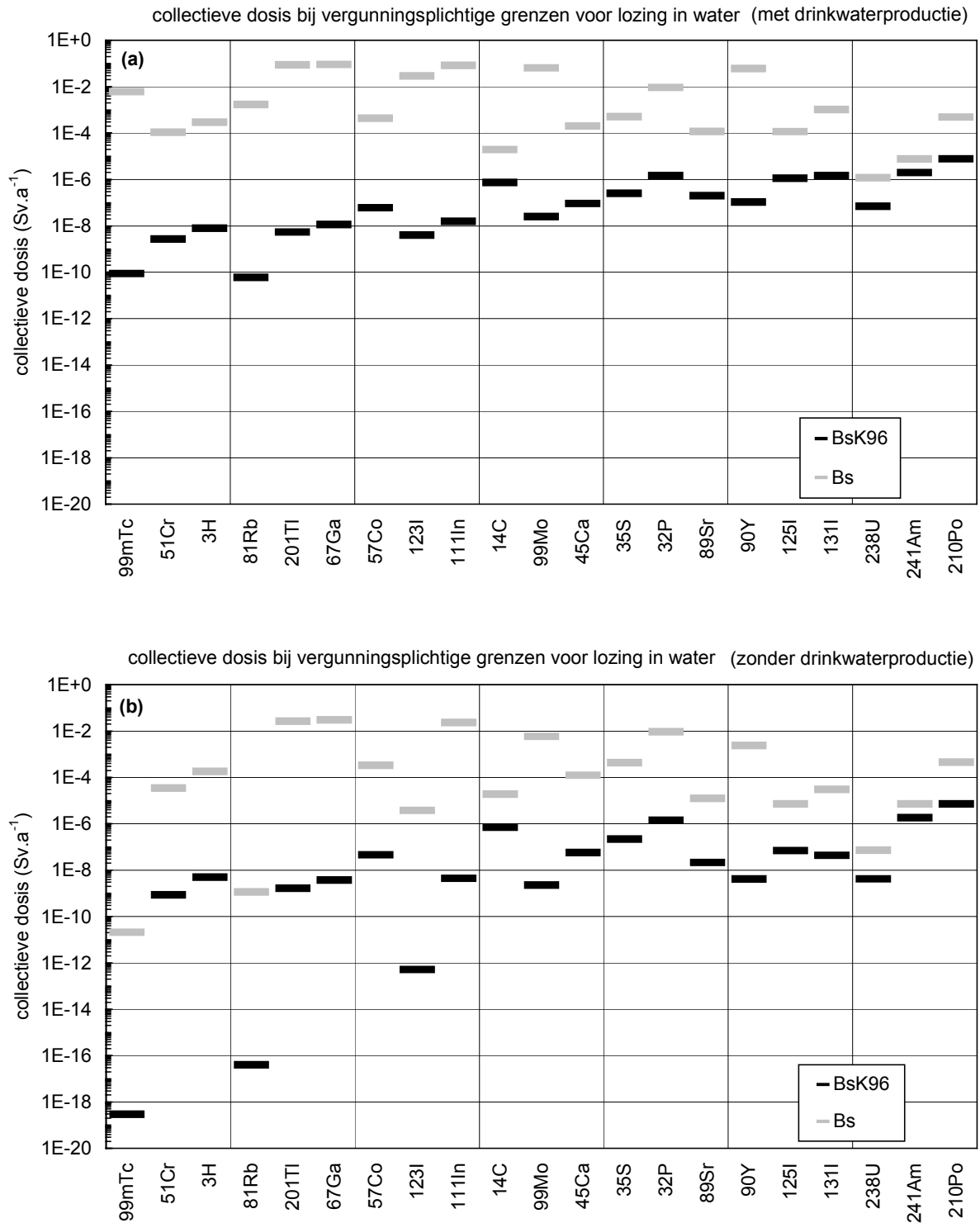
Tabel 10 Dosis bij vergunningplichtige grenzen voor lozingen in water (situatie zonder drinkwaterproductie)

| radionuclide | CR _w | BsK96 | | | Bs | | |
|-------------------|-----------------|--|--|--|--|--|--|
| | | vergunning- plichtige lozing Bq.a ⁻¹ | individuele dosis Sv.a ⁻¹ | collectieve dosis mensSv.a ⁻¹ | vergunning- plichtige lozing Bq.a ⁻¹ | individuele dosis Sv.a ⁻¹ | collectieve dosis mensSv.a ⁻¹ |
| ³ H | 1 | 6,5.10 ⁶ | 6,1.10 ⁻¹⁴ | 4,9.10 ⁻⁹ | 2,4.10 ¹¹ | 2,2.10 ⁻⁹ | 1,8.10 ⁻⁴ |
| ¹⁴ C | 100 | 6,5.10 ⁶ | 2,5.10 ⁻¹² | 7,0.10 ⁻⁷ | 1,7.10 ⁸ | 6,7.10 ⁻¹¹ | 1,9.10 ⁻⁵ |
| ³² P | 0,1 | 6,5.10 ⁶ | 6,4.10 ⁻¹² | 1,4.10 ⁻⁶ | 4,2.10 ¹⁰ | 4,1.10 ⁻⁸ | 9,1.10 ⁻³ |
| ³⁵ S | 1 | 6,5.10 ⁶ | 2,3.10 ⁻¹² | 2,1.10 ⁻⁷ | 1,3.10 ¹⁰ | 4,6.10 ⁻⁹ | 4,3.10 ⁻⁴ |
| ⁴⁵ Ca | 1 | 6,5.10 ⁶ | 4,4.10 ⁻¹³ | 5,7.10 ⁻⁸ | 1,4.10 ¹⁰ | 9,5.10 ⁻¹⁰ | 1,2.10 ⁻⁴ |
| ⁵¹ Cr | 1 | 6,5.10 ⁶ | 2,4.10 ⁻¹⁵ | 8,5.10 ⁻¹⁰ | 2,6.10 ¹¹ | 9,7.10 ⁻¹¹ | 3,5.10 ⁻⁵ |
| ⁵⁷ Co | 1 | 6,5.10 ⁶ | 5,8.10 ⁻¹⁴ | 4,5.10 ⁻⁸ | 4,8.10 ¹⁰ | 4,2.10 ⁻¹⁰ | 3,3.10 ⁻⁴ |
| ⁶⁷ Ga | 0,001 | 6,5.10 ⁶ | 4,0.10 ⁻¹⁴ | 3,7.10 ⁻⁹ | 5,3.10 ¹³ | 3,3.10 ⁻⁷ | 3,0.10 ⁻² |
| ⁸¹ Rb | 0,001 | 6,5.10 ⁶ | 5,0.10 ⁻²² | 4,0.10 ⁻¹⁷ | 1,9.10 ¹⁴ | 1,4.10 ⁻¹⁴ | 1,1.10 ⁻⁹ |
| ⁸⁹ Sr | 1 | 6,5.10 ⁶ | 1,7.10 ⁻¹³ | 2,1.10 ⁻⁸ | 3,8.10 ⁹ | 1,0.10 ⁻¹⁰ | 1,2.10 ⁻⁵ |
| ⁹⁰ Y | 0,001 | 6,5.10 ⁶ | 5,6.10 ⁻¹⁵ | 4,1.10 ⁻⁹ | 3,7.10 ¹² | 3,2.10 ⁻⁹ | 2,4.10 ⁻³ |
| ⁹⁹ Mo | 0,001 | 6,5.10 ⁶ | 1,6.10 ⁻¹⁴ | 2,3.10 ⁻⁹ | 1,7.10 ¹³ | 4,1.10 ⁻⁸ | 5,8.10 ⁻³ |
| ^{99m} Tc | 0,001 | 6,5.10 ⁶ | 2,7.10 ⁻²⁴ | 2,9.10 ⁻¹⁹ | 4,5.10 ¹⁴ | 1,9.10 ⁻¹⁶ | 2,1.10 ⁻¹¹ |
| ¹¹¹ In | 0,001 | 6,5.10 ⁶ | 4,8.10 ⁻¹⁴ | 4,4.10 ⁻⁹ | 3,4.10 ¹³ | 2,5.10 ⁻⁷ | 2,3.10 ⁻² |
| ¹²³ I | 0,001 | 6,5.10 ⁶ | 6,4.10 ⁻¹⁸ | 5,1.10 ⁻¹³ | 4,8.10 ¹³ | 4,7.10 ⁻¹¹ | 3,7.10 ⁻⁶ |
| ¹²⁵ I | 1 | 6,5.10 ⁶ | 5,5.10 ⁻¹³ | 6,9.10 ⁻⁸ | 6,7.10 ¹¹ | 5,6.10 ⁻¹¹ | 7,1.10 ⁻⁶ |
| ¹³¹ I | 0,1 | 6,5.10 ⁶ | 3,7.10 ⁻¹³ | 4,3.10 ⁻⁸ | 4,5.10 ¹¹ | 2,6.10 ⁻¹⁰ | 3,0.10 ⁻⁵ |
| ²⁰¹ Tl | 0,001 | 6,5.10 ⁶ | 1,8.10 ⁻¹⁴ | 1,6.10 ⁻⁹ | 1,1.10 ¹⁴ | 2,9.10 ⁻⁷ | 2,7.10 ⁻² |
| ²¹⁰ Po | 1 | 1,3.10 ⁵ | 1,5.10 ⁻¹¹ | 7,0.10 ⁻⁶ | 8,3.10 ⁶ | 9,6.10 ⁻¹⁰ | 4,5.10 ⁻⁴ |
| ²³⁸ U | 100 | 1,3.10 ⁵ | 1,7.10 ⁻¹⁴ | 4,2.10 ⁻⁹ | 2,2.10 ⁶ | 2,8.10 ⁻¹³ | 7,2.10 ⁻⁸ |
| ²⁴¹ Am | 100 | 1,3.10 ⁵ | 6,9.10 ⁻¹³ | 1,8.10 ⁻⁶ | 5,0.10 ⁵ | 2,7.10 ⁻¹² | 7,1.10 ⁻⁶ |

In de situatie zonder drinkwaterproductie is voor enkele kortlevende radionucliden de dosis aanzienlijk lager dan in de situatie met drinkwaterproductie, omdat deze al grotendeels zijn vervallen voordat ze door een mens worden ingenomen. De situatie met drinkwaterproductie moet als een zeer conservatieve schatting worden beschouwd (zie Figuur 9).



Figuur 12 Individuele dosis als gevolg van een lozing in water die gelijk is aan de vergunningplichtige grens volgens BsK96 en het Bs: (a) met drinkwaterproductie en (b) zonder drinkwaterproductie



Figuur 13 Collectieve dosis als gevolg van een lozing in water die gelijk is aan de vergunningplichtige grens volgens BsK96 en het Bs: (a) met drinkwaterproductie en (b) zonder drinkwaterproductie

5 Vergelijking BsK96 en Bs en conclusies

5.1 Lozingen in lucht

In Figuur 3 is te zien dat de vergunningplichtige grens voor lozing voor 17 van de 21 onderzochte radionucliden in de nieuwe situatie hoger ligt dan in de oude situatie (soepeler) en voor 4 radionucliden, waartoe alle onderzochte α -stralers en het langlevende ^{14}C behoren, lager (strenger). In de praktijk waarin een lozing uit een mengsel van radionucliden bestaat, bepaalt de precieze samenstelling van dit mengsel of de nieuwe grens soepeler of strenger is dan de oude grens.

Het hanteren van de vergunningplichtige grenzen volgens het BsK96 leidt tot een groot verschil in de resulterende dosis tussen radionucliden met een lage dosiscoëfficiënt en die met een hoge dosiscoëfficiënt: zie Figuur 6 en Figuur 7. Het hanteren van de vergunningplichtige grenzen volgens het Bs maakt dit verschil drastisch kleiner, hoewel de correctie voor fysisch verval het verschil weer groter maakt. De diverse radionucliden worden in termen van de veroorzaakte dosis nagenoeg gelijk behandeld. Daarmee is de precieze samenstelling van het pakket radionucliden dat in lucht wordt geloosd minder dan in het verleden van invloed op de dosis die door de lozing wordt veroorzaakt. De langlevende radionucliden, die een hoge correctiefactor voor fysisch verval hebben, zorgen ervoor dat de vergunningplichtige grens (uitgedrukt in Re) al bij weinig activiteit wordt overschreden.

Het blijkt dat hoe hoger de individuele dosis per geloosde Bq is, des te strenger de nieuwe vergunningplichtige grens ten opzichte van de oude vergunningplichtige grens is. Voor de meestal kortlevende radionucliden die per geloosde Bq een lage individuele dosis tot gevolg hebben, zijn de nieuwe vergunningplichtige grenzen tot ongeveer een factor 1000 soepeler dan de oude grenzen. Voor de α -stralers die per geloosde Bq een hoge individuele dosis tot gevolg hebben, zijn daarentegen de nieuwe vergunningplichtige grenzen tot ongeveer een factor 100 strenger dan de oude grenzen.

Een lozing door een radionuclidenlaboratorium ter grootte van de nieuwe vergunningplichtige grens ($1 \text{ Re}_{\text{inh}} \cdot \text{a}^{-1}$) correspondeert afhankelijk van het beschouwde radionuclide met een individuele dosis van 0,1 tot $1 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$, met uitzondering van langlevende radionucliden die een grote correctiefactor voor fysisch verval hebben en waarvoor de individuele dosis ongeveer $0,001 \mu\text{Sv} \cdot \text{a}^{-1}$ bedraagt (zie Figuur 6). De collectieve dosis ligt overeenkomstig tussen 10^{-4} en $10^{-3} \text{ mensSv} \cdot \text{a}^{-1}$ (ongeveer $10^{-6} \text{ mensSv} \cdot \text{a}^{-1}$ voor langlevende radionucliden).

5.2 Lozingen in water

In tegenstelling tot de situatie bij lozingen in lucht, ligt voor alle radionucliden de vergunningplichtige grens voor lozing in water nu hoger dan in het verleden en wel met een factor tussen 10 en 10^8 (Figuur 8). De grote waarden van deze factor worden deels veroorzaakt door de correctiefactor voor fysisch verval CR_w die voor kortlevende radionucliden 0,001 kan bedragen.

Het hanteren van de vergunningplichtige grenzen volgens het BsK96 leidt net als bij lozingen in lucht tot een groot verschil tussen radionucliden met een lage dosiscoëfficiënt en die met een hoge dosiscoëfficiënt. Maar in tegenstelling tot de situatie rond de lozingen in lucht leidt het hanteren van de vergunningplichtige grenzen volgens het Bs niet tot een duidelijke afname van dit verschil.

5.3 Conclusies

Voor de meeste onderzochte radionucliden blijken de nieuwe vergunningplichtige grenzen hoger te liggen dan de oude grenzen. De verhoging is het kleinste, en soms is er zelfs sprake van een verlaging, voor langlevende of α -straling uitzendende radionucliden. Dit is vooral het gevolg van het in rekening brengen van de dosiscoëfficiënt die voor de onderzochte α -stralers meestal hoger is dan voor de andere radionucliden. Kortlevende radionucliden met een lage dosiscoëfficiënt mogen in de nieuwe situatie meer worden geloosd dan in de oude situatie omdat deze toch nauwelijks aan de uiteindelijke dosis bijdragen.

In het Bs is vermeld dat de vrijgave van lozingen in lucht of op het openbaar riool van kunstmatige bronnen is gebaseerd op een dosiscriterium voor de individuele dosis van $0,1 \mu\text{Sv}$ in een jaar [1]. Uit de analyse van de dosis die hoort bij de vergunningplichtige grenzen blijkt dat bij lozingen in lucht gelijk aan de vergunningplichtige grenzen volgens het Bs voor 13 van de 21 onderzochte radionucliden dit dosiscriterium wordt overschreden (zie Figuur 6). De overschrijding bedraagt maximaal een factor 7 (^{57}Co). Uit de resultaten blijkt tevens dat bij lozingen in water gelijk aan de vergunningplichtige grenzen volgens het Bs alleen voor de radionucliden ^{67}Ga , ^{111}In en ^{201}Tl het dosiscriterium wordt overschreden (zie Figuur 12). De overschrijding bedraagt maximaal een factor 3,3 (^{67}Ga). Voor de meeste van de onderzochte radionucliden geldt dat bij hanteren van de nieuwe vergunningplichtige grenzen voor lozing in water de daarbij horende individuele dosis lager is dan $0,01 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$. Bij hanteren van de oude vergunningplichtige grenzen was de dosis voor alle radionucliden lager dan $0,0001 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$.

Er zijn in de berekeningen van de doses op diverse punten conservatieve aannamen gedaan. Gezien deze overschattingen is het te verwachten dat de dosis die hoort bij een lozing gelijk aan de nieuwe vergunningplichtige grenzen van 1 en 10 Re voor lozingen in lucht, respectievelijk water, het dosiscriterium van $0,1 \mu\text{Sv}\cdot\text{a}^{-1}$ in de praktijk maar in enkele gevallen zal overschrijden.

Referenties

- 1 Bs. Besluit van 16 juli 2001, houdende vaststelling van het Besluit stralingsbescherming. Staatsblad 2001, 397, 1-260, 6 september 2001.
- 2 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 van de Europese Gemeenschappen, L 159, 29 juni 1996.
- 3 Besluit van 17 januari 1996, houdende wijziging van het Besluit Stralenbescherming Kernenergiewet. Staatsblad 1996, 44, 1-22.
- 4 De Jager D. Een verkenning van de alternatieven voor de in Nederland gebruikte radionucliden. Publikatiereeks stralenbescherming, nr. 1990/44. Ministerie van VROM, Den Haag, 1990.
- 5 Pruppers MJM, Blaauboer RO en Twenhöfel CJW. Onderzoek naar lozingscriteria voor vergunningverlening kernenergiewet in de procesindustrie, RIVM-rapport nr. 610310002. Bilthoven, juli 1999.
- 6 Richtlijn radionuclidenlaboratoria. Hoofdinspectie Milieuhygiene, Publicatie 94-02 - PJM de Wildt, Den Haag, 1994.
- 7 SCREEN3 Model User's Guide. EPA-Report EPA-454/B-95-004, US Environmental Protection Agency, Office of Air Quality Planning and Standards Emissions, Monitoring and Analysis Division, Research Triangle Park, NC 27711, September 1995.
- 8 Laheij GMH, Blaauboer RO en Lembrechts JFMM. Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden - onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON). EERSTE HERZIENE VERSIE. RIVM-rapportnr. 610053005. Bilthoven, 1996.
- 9 Waterkwaliteitsbeheer - Deel B., Zuivering van afvalwater, 1995. CBS, Voorburg/ Heerlen, 1997.
- 10 Beleidsstandpunten Stralingshygiëne t.b.v. vergunningverlening: deel I, reguliere toepassingen. Versie 15 december 1993, VROM, Den Haag.
- 11 Hallstadius L, Garcia-Montaña E, Nilsson U, Boelskifte S. An improved and validated dispersion model for the North sea and adjacent waters, J. of Env. Radioactivity, 1986.
- 12 Charles D, Jones M, Cooper JR. The radiological impact on EC member states of routine discharges to north European waters. Report of working group IV of CEC Project MARINA, NRPB. Chilton Didcot, UK, 1989.
- 13 ICES Fisheries Statistics, Annual reports on fisheries statistics, ICES Copenhagen.

Bijlage 1 Verzendlijst

- 1-10 Directeur van de Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling
- 11 Plaatsvervangend Directeur-Generaal Milieubeheer
- 12 Depot Nederlandse Publikaties en Nederlandse Bibliografie
- 13 Directie RIVM
- 14 Directeur Sector Milieurisico's en Externe Veiligheid
- 15 Hoofd van het Laboratorium voor Stralingsonderzoek
- 16 Hoofd van de LSO-afdeling Risicoanalyses en Modelling
- 17-18 Auteurs
- 19 Hoofd Voorlichting & Public Relations
- 20 Bureau Rapportenregistratie
- 21 Bibliotheek RIVM
- 22 Bibliotheek LSO
- 23-37 Bureau Rapportenbeheer
- 38-50 Reserve-exemplaren LSO