



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu
*Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport*

Blootstelling aan reguleerbare bronnen van ioniserende straling en fall-out in Nederland

Blootstelling aan reguleerbare bronnen van ioniserende straling en fall-out in Nederland

RIVM-rapport 2024-0123

Colofon

© RIVM 2025

Delen uit deze publicatie mogen worden overgenomen op voorwaarde van bronvermelding: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), de titel van de publicatie en het jaar van uitgave.

DOI 10.21945/RIVM-2024-0123

S.W.L. Palstra (auteur), RIVM
A.C. Hengeveld (auteur), RIVM
L.P. Roobol (auteur), RIVM
L.C.J. Smulders (auteur), RIVM
C.P. Tanzi (auteur), RIVM

Contact:

Sanne Palstra

Centrum Veiligheid – Stralingsonderzoek, Kennis en Beleid

sanne.palstra@rivm.nl

Dit onderzoek werd verricht in opdracht van de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS) in het kader van Straling in de leefomgeving

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Blootstelling aan reguleerbare bronnen van ioniserende straling en fall-out in Nederland

Iedereen staat in het dagelijks leven bloot aan ioniserende straling. Dat komt onder meer doordat radionucliden van nature in de bodem en in bouwmaterialen zitten, maar ook in voedsel en water. Verder komt er straling uit de kosmos.

Ook staan mensen wereldwijd bloot aan straling door radionucliden die zijn overgebleven na bovengrondse kernwapenproeven in de vorige eeuw. Dat geldt ook voor de ongevallen bij kerncentrales (Tsjernobyl in 1986 en Fukushima in 2011). Dit heet fall-out.

En dan is er nog het gebruik van ioniserende stralingsbronnen in ziekenhuizen, nucleaire installaties en industriële bedrijven. Door bijvoorbeeld lozingen van radionucliden naar het milieu via de lucht en water kunnen mensen eraan blootstaan. Om de totale blootstelling voor de bevolking klein te houden, zijn hier regels voor. Daarom heten ze reguleerbare bronnen.

De blootstelling aan straling in Nederland aan reguleerbare bronnen en fall-out is heel laag. Deze is gemiddeld per inwoner minder dan één procent van de straling waaraan zij elk jaar door natuurlijke bronnen blootstaan. Fall-out draagt het meeste bij, maar daalt al jaren doordat radionucliden vervallen.

Dit blijkt uit een overzicht van de blootstelling aan verschillende reguleerbare stralingsbronnen, consumentenproducten en fall-out in Nederland. Dit is een vervolg op een eerdere inventarisatie die het RIVM in 2003 maakte.

Het RIVM heeft dit overzicht gemaakt in opdracht van de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS). Het is onderdeel van een studie naar de dosis waar mensen door verschillende bronnen van straling aan blootstaan.

Kernwoorden: ioniserende straling, stralingsdosis, fall-out, reguleerbare stralingsbronnen, bevolking

Synopsis

Exposure to ionising radiation due to regulated sources and fallout in the Netherlands

Members of the public are all exposed to ionising radiation in their daily lives because of naturally occurring radionuclides in the soil, in building materials, in food and in water. They are also exposed to cosmic radiation.

Moreover, members of the public globally are exposed to radiation as a result of radionuclides that have remained from above-ground nuclear weapons tests in the previous century and from nuclear incidents, such as Chernobyl in 1986 and Fukushima in 2011. This is called fallout.

There is also the use of ionising radiation sources in hospitals, nuclear installations and industrial businesses to consider. For example, members of the public can be exposed to radionuclides as a result of discharges to the air or water. There are rules pertaining to these sources in order to keep the total exposure of the public low. This is why they are called regulated sources.

Exposure to ionising radiation due to regulated sources and fallout in the Netherlands is very low. On average, it amounts to less than 1% of the natural sources of radiation the public is exposed to on an annual basis. Fallout is the most significant contributor, but has been in decline for years due to the decay of radionuclides.

This is shown by an overview of the exposure to various regulated sources of radiation, consumer products and fallout in the Netherlands. This is a follow-up to a previous overview RIVM compiled in 2003.

RIVM was commissioned by the Authority for Nuclear Safety and Radiation Protection (*Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming*, ANVS) to compile this overview. It is part of a study on the dose that members of the public are exposed to from different radiation sources.

Keywords: ionizing radiation, public dose, planned exposure, fall-out

Inhoudsopgave

Samenvatting — 11

1 Inleiding — 13

- 1.1 Aanleiding en onderzoeksopdracht — 13
- 1.2 Onderzoeksopzet en afbakening — 14
- 1.3 Leeswijzer — 15

2 Blootstelling leden van de bevolking, wettelijk kader, internationale ontwikkelingen, uitgangspunten en definities — 19

- 2.1 Blootstelling van de bevolking aan stralingsbronnen — 19
- 2.2 Verdeling van de effectieve dosis over leden van de bevolking — 21
 - 2.2.1 Individuele dosisverdeling binnen de bevolking — 21
 - 2.2.2 De 'stralingstaart' en collectieve dosisverdeling — 21
- 2.3 Stralingsbescherming in de Nederlandse wet- en regelgeving — 22
 - 2.3.1 Dosislimieten — 23
- 2.4 Internationale ontwikkelingen ten aanzien van stralingsblootstelling voor leden van de bevolking — 24
 - 2.4.1 Van gemiddelde dosis naar dosis van de representatieve persoon — 24
 - 2.4.2 Veranderingen in de evaluatie van de dosis van leden van de bevolking voor reguleerbare stralingsbronnen — 24
 - 2.4.3 Veranderingen in dosiscoëfficiënten — 25
- 2.5 Gemaakte algemene keuzes in de uitvoering van dit rapport — 25
 - 2.5.1 Keuze van de onderzochte reguleerbare stralingsbronnen — 26
 - 2.5.2 Keuze om blootstelling door externe straling niet in detail te beschouwen — 26
 - 2.5.3 Keuze van de blootgestelde populatie — 27
 - 2.5.4 Uitgangspunten bij lage dosiswaarden — 27
- 2.6 Lijst van begrippen en definities — 28

3 Nucleaire installaties — 33

- 3.1 Inleiding — 33
- 3.2 Nucleaire installaties in Nederland — 33
- 3.3 Methoden voor de schatting van de stralingsdosis door nucleaire installaties — 36
- 3.4 Stralingsdosis door nucleaire installaties in Nederland — 38
 - 3.4.1 Kerncentrale Borssele (KCB) — 38
 - 3.4.2 Hoge Flux Reactor (HFR) en overige nucleaire installaties in Petten — 40
 - 3.4.3 COVRA (Centrale Organisatie Voor Radioactief Afval) — 41
 - 3.4.4 Hoger Onderwijs Reactor (HOR) in Delft — 42
 - 3.4.5 Urenco Nederland — 43
 - 3.4.6 Kerncentrale Dodewaard — 43
 - 3.4.7 Samenvatting nucleaire installaties in Nederland — 44
 - 3.4.8 Gemiddelde effectieve dosis door nucleaire installaties in Nederland — 45
- 3.5 Stralingsdosis als gevolg van lozingen door nucleaire installaties in het buitenland — 45
- 3.6 Conclusies — 48

4 Procesindustrie — 51

4.1	Inleiding — 51
4.2	Methode — 51
4.2.1	Beschouwde industrieën en lozingen — 54
4.3	Resultaten — 57
4.3.1	Individuele dosis voor de representatieve persoon en gemiddelde dosis — 57
4.4	Vergelijking met historische dosiswaarden door procesindustrie — 59
4.4.1	Peiljaar 1988 — 59
4.4.2	Peiljaar 2003 — 59
4.4.3	Peilperiode 2018-2020 — 59
4.4.4	Historische vergelijking — 59
4.5	Discussie — 64
4.6	Conclusies — 66
5	Medische sector — 69
5.1	Inleiding en afbakening — 69
5.1.1	Blootstelling aan straling door emissies medische sector — 69
5.1.2	Opzet, methodiek en afbakening in dit hoofdstuk — 70
5.2	Blootstelling aan straling van radionucliden na lozingen door patiënten nucleaire geneeskunde — 71
5.2.1	Blootstellingsroute medische radionucliden na waterlozing — 71
5.2.2	Factoren die van invloed zijn op de mate van blootstelling aan geloosde medische radionucliden — 72
5.2.3	Ontwikkelingen in het gebruik en in de lozingen van medische radionucliden — 74
5.2.4	Dosisschattingen in eerdere studies — 75
5.3	Bepaling van toegediende en uitgescheiden activiteit — 76
5.3.1	Schatting van het aantal toedieningen van medische radionucliden — 76
5.3.2	Schatting van de totale toegediende activiteit per behandeling — 78
5.3.3	Schatting van uitgescheiden activiteit en radiotoxiciteitsequivalent — 78
5.4	Aantal toedieningen bij nucleaire geneeskunde in 2021 — 80
5.4.1	Aantal ziekenhuizen met nucleaire geneeskunde — 80
5.4.2	Overzicht toegediende medische radionucliden en behandelingen — 81
5.4.3	Aantal toedieningen — 84
5.5	Maximale totale activiteit van toegediende en uitgescheiden radionucliden en gewogen Reing — 86
5.6	Schatting van de dosis voor leden van de bevolking — 90
5.6.1	Dosiswaarden RIVM-studie uit 2002 — 90
5.6.2	Veranderingen in toegediende, uitgescheiden en geloosde medische radionucliden ten opzichte van de RIVM-studie uit 2002 — 92
5.6.3	Effectieve jaardosis voor leden van de bevolking — 94
5.7	Discussie over geloosde medische radionucliden — 95
5.7.1	Onzekerheden in schatting van toedieningen en uitgescheiden activiteit — 95
5.7.2	Dosisverdeling over Nederland — 96
5.7.3	Gedetailleerde dosisschattingen voor specifieke blootstellingsscenario's — 96
5.8	Conclusies — 97
6	Consumentenproducten en andere radioactieve gebruiksvoorwerpen — 99
6.1	Inleiding — 99
6.2	Afbakening — 100
6.3	Methode — 101

6.4	Doses door consumentenproducten en radioactieve gebruiksvoorwerpen — 102
6.4.1	Rookmelders — 102
6.4.2	Gloeikousjes — 103
6.4.3	Antistatische middelen — 104
6.4.4	Thoriumhoudende lasstaven — 104
6.4.5	Luminescentie — 104
6.4.6	Cameralenzen — 105
6.4.7	Uurwerken en aanwijsinstrumenten — 106
6.4.8	Elektronica (gasdiodes, 'spark gap devices') — 106
6.4.9	Overslagbeveiligingen — 107
6.4.10	HID lampen — 107
6.4.11	Starters in TL-buizen — 107
6.4.12	Keramiek, mineralen, sieraden — 108
6.4.13	Uraniumtegels — 109
6.4.14	Overig — 109
6.4.15	Toestellen - Kathodestraalbuizen — 110
6.4.16	Toestellen - Minder dan 5kV hoogspanning — 110
6.5	Conclusies — 111

7 Fall-out — 113

7.1	Atmosferische kernwapenproeven — 113
7.2	Tsjernobyl — 116
7.3	Fukushima — 118
7.4	Conclusies — 120

8 Overzicht dosiswaarden, discussie en conclusies — 121

8.1	Dosisbijdrage reguleerbare bronnen en fall-out — 121
8.2	Discussie — 123
8.2.1	Data - Beschikbaarheid en onzekerheden — 123
8.2.2	Data - Vergelijkbaarheid van dosiswaarden — 123
8.2.3	Bepaling van de dosis van de representatieve persoon — 124
8.3	Conclusies — 124
8.3.1	Reguleerbare bronnen (geplande blootstelling) — 124
8.3.2	Consumentenproducten — 125
8.3.3	Fall-out — 125

Dankwoord — 127

Literatuuroverzicht — 129

A Bijlage Beschrijving modellering met PC-CREAM 08 — 143

A.1	Verspreiding — 143
A.2	Blootstellingsscenario's — 145
A.2.1	Representatieve persoon — 149
A.2.2	Blootstellingsroutes — 150

B Bijlage Algemene parameters en aannames — 151

B.1	Dosisconversiecoëfficiënten voor lozingen naar lucht, waterloop, zee — 151
B.2	Ingestietempo — 151
B.3	Ademvolumetempo — 152
B.4	Chemisch vergelijkbare elementen — 153

C Bijlage modellering van lozingen naar lucht — 154

- C.1 Verspreidingsmodellering — 154
- C.1.1 Luchtverspreiding (PLUME) — 154
- C.1.2 Resuspensie (RESUS) — 156
- C.1.3 Verspreiding in de bodem (GRANIS) — 156
- C.1.4 Verspreiding in de voedselketen (FARMLAND) — 156
- C.2 Blootstellingsscenario's — 162
- C.2.1 Blootstellingstijd — 162
- C.2.2 Fractie buiten — 162
- C.2.3 Ademvolumetempo — 163
- C.2.4 Fractie lokaal voedsel — 163
- C.2.5 Consumptie — 164
- C.2.6 Locatie — 164
- C.3 Vergelijking PLUME en OPS — 165
- C.4 Vergelijking PLUME en NNM — 165

D Bijlage modellering van lozingen naar estuaria en zee — 166

- D.1 Verspreidingsmodellering — 166
- D.1.1 Karakteristieken van de modelcompartimenten — 167
- D.1.2 Elementspecifieke parameters — 167
- D.1.3 Sediment — 168
- D.1.4 Voedselproducten — 168
- D.2 Blootstellingsscenario's — 169
- D.2.1 Ademvolumetempo — 169
- D.2.2 Fractie lokaal voedsel — 169
- D.2.3 Blootstellingstijd — 170
- D.2.4 Handling — 170
- D.2.5 Consumptietempo — 170
- D.2.6 Afstand tot zee — 171

**E Bijlage Blootstelling aan ioniserende straling door overige
reguleerbare bronnen — 172**

- E.1 Inleiding — 172
- E.2 Niet-Destructief Onderzoek — 172
- E.3 Transport van radioactieve stoffen — 173

Samenvatting

Iedereen staat in het dagelijks leven bloot aan ioniserende straling. Dat komt onder meer door de aanwezigheid van natuurlijke radionucliden in de bodem, in bouwmaterialen, voedsel en water, en door straling vanuit de kosmos. Ook is er wereldwijd blootstelling aan straling door radionucliden die zijn overgebleven na bovengrondse kernwapenproeven en een aantal ongevallen bij kerncentrales (dit noemen we fall-out).

Leden van de bevolking kunnen ook blootgesteld worden aan straling door geplande handelingen met ioniserende stralingsbronnen. Bijvoorbeeld als patiënt of werknemer bij medische stralingstoepassingen. Of als werknemer in de nucleaire industrie of procesindustrie. Bij dit soort geplande handelingen kunnen ook leden van de bevolking aan straling worden blootgesteld, die geen direct belang daarbij hebben. Bijvoorbeeld wanneer ze direct naast de handelingslocatie verblijven, of door lozingen van radionucliden naar het milieu via de lucht en water. Ook is blootstelling mogelijk aan straling door het gebruik van bepaalde type (consumenten)producten. Om er voor te zorgen dat de blootstelling van leden van de bevolking onder gestelde limietwaarden blijft, zijn zowel de handelingen met stralingsbronnen, als ook de bijkomende emissies van externe straling en radionucliden gereguleerd.

In de afgelopen dertig jaar heeft het RIVM een aantal keren geïnventariseerd aan welke stralingsbronnen leden van de bevolking worden blootgesteld en welke stralingshoeveelheid (effectieve jaardosis) ontvangen kan worden.

Dit rapport bespreekt de blootstelling aan straling door reguleerbare stralingsbronnen en fall-out in Nederland. De laatste inventarisatie van deze bronnen was minstens vijftien jaar geleden. De verschillende hoofdstukken geven een indicatie van de dosis die leden van de bevolking kunnen ontvangen.

Voor de reguleerbare stralingsbronnen is gekeken naar blootstelling door lozingen van radionucliden die afkomstig zijn van nucleaire installaties, enkele bedrijven in de procesindustrie en ziekenhuizen. Verder is de blootstelling aan straling geïnventariseerd voor specifieke radioactieve gebruiksvoorwerpen. De blootstelling van leden van de bevolking door fall-out, is in dit rapport geactualiseerd voor de bovengrondse atmosferische kernwapenproeven tussen 1945 en 1988 en voor de kernreactor-ongevallen in Tsjernobyl (1986) en Fukushima (2011).

Tabel 8.1 van dit rapport geeft een overzicht van de verschillende stralingsbronnen die in dit rapport zijn besproken, en van de geschatte blootstelling die zij kunnen veroorzaken, uitgedrukt als gemiddelde jaardosis per lid van de bevolking, of als de jaardosis van de meest blootgestelde groep individuen. Het betreft een effectieve jaardosis, uitgedrukt in microSv.

De totale gemiddelde jaardosis per lid van de bevolking, door blootstelling aan reguleerbare stralingsbronnen en fall-out, wordt in dit

rapport geschat op 5 à 10 microSv. Dat is veel lager dan de gemiddelde dosis van ongeveer 1.500 tot 2.500 microSv die jaarlijks door de aanwezigheid van natuurlijke stralingsbronnen wordt ontvangen. Ook de geschatte maximale jaardosis door reguleerbare stralingsbronnen voor de meest blootgestelde groep individuen is voor veel stralingsbronnen kleiner dan 10 microSv en niet groter dan 100 microSv.

De belangrijkste veranderingen bij de nucleaire installaties en de procesindustrie zijn het sluiten van diverse bedrijven in de afgelopen tien jaar. Hierdoor worden er minder radionucliden geloosd. In de ons omringende landen en Frankrijk en Zwitserland zijn bijvoorbeeld enkele kerncentrales gesloten.

In de medische sector is bij nucleaire geneeskunde het aantal toedieningen van radionucliden in de afgelopen twintig jaar toegenomen, met name bij diagnostiek door PET-scans. Ook worden er andere radionucliden bij therapiebehandelingen ingezet. Het gebruik van het nuclide I-131 is verder toegenomen. Dit nuclide geeft de grootste bijdrage aan geschatte dosiswaarden. De jaardosis voor leden van de bevolking door lozingen van medische radionucliden wordt geschat op minder dan 0,1 microSv.

Veel van de gebruiksvoorwerpen die mensen aan straling bloot kunnen stellen zijn inmiddels niet (meer) legaal verkrijgbaar. De trend van de blootstelling is daarom dalend. Al kan een gering aantal personen nog een kleine dosis ontvangen, bijvoorbeeld door thoriumhoudende lasstaven of uraniumhoudende tegels.

De blootstelling aan straling door fall-out is in de afgelopen jaren afgenomen en wordt geschat op hooguit 6 microSv per jaar (gemiddeld per lid van de bevolking).

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en onderzoeksopdracht

Iedereen staat in het dagelijks leven bloot aan ioniserende straling¹. Dat komt onder meer door de aanwezigheid van natuurlijke radionucliden in de bodem, in bouwmaterialen, voedsel en water, en door straling vanuit de kosmos. Ook is er wereldwijd blootstelling aan straling door radionucliden die zijn overgebleven na bovengrondse kernwapenproeven en een aantal ongevallen bij kerncentrales (dit wordt *fall-out* genoemd).

Mensen kunnen ook blootgesteld worden aan straling door reguleerbare handelingen met ioniserende stralingsbronnen. Bijvoorbeeld als patiënt of werknemer bij medische stralingstoepassingen. Of als werknemer bij het uitvoeren van de handelingen in de nucleaire industrie of procesindustrie. Door de handelingen met ioniserende stralingsbronnen kunnen ook leden van de bevolking die geen direct belang daarbij hebben, worden blootgesteld aan straling. Bijvoorbeeld wanneer ze direct naast de handelingslocatie verblijven, of door lozingen van radionucliden naar het milieu via de lucht en water. Tenslotte kunnen mensen ook blootgesteld worden aan straling door het gebruik van (consumenten)producten waarin radioactieve stoffen zijn verwerkt.

De mate van blootstelling aan straling verschilt per persoon per jaar, omdat deze afhankelijk is van veel verschillende factoren, zoals of iemand medische behandelingen heeft ondergaan, waar iemand woont, werkt of recreëert en wat iemand eet. Ook kan de blootstelling aan straling veranderen door technologische ontwikkelingen, veranderingen in gedrag patronen en ontwikkelingen in de regelgeving voor stralingsbescherming.

Om te kunnen beoordelen of mensen voldoende beschermd worden tegen blootstelling aan stralingsbronnen, is het zinvol om deze blootstelling regelmatig te monitoren en daarover te rapporteren. Hierdoor kunnen effecten van ontwikkelingen in stralingsbronnen en stralingsbeschermingsbeleid en trends in de omvang van de blootstelling worden geëvalueerd. Ook kan de kennis over blootstelling van de bevolking in Nederland worden gebruikt bij publiekscommunicatie over straling, met een voor doelgroepen afgestemde duiding.

In de afgelopen 35 jaar stelde het RIVM twee keer een rapport op over de blootstelling aan straling van de Nederlandse bevolking door natuurlijke stralingsbronnen, *fall-out* en reguleerbare toepassingen. Met als peiljaren respectievelijk 1988 [1] en 2000 [2].

Bij die studies is onder meer de totale gemiddelde stralingsdosis per inwoner voor dat peiljaar berekend, uitgesplitst naar bijdragen van de verschillende categorieën stralingsbronnen (bijvoorbeeld natuurlijke straling, medische stralingstoepassingen, industrie, et cetera). Het resultaat van deze uitsplitsing werd weergegeven als een cirkeldiagram. Dit wordt ook wel de 'stralingstaart' genoemd.

¹ Het vervolg van het rapport spreekt over 'straling'. Hierbij wordt telkens 'ioniserende straling' bedoeld tenzij anders aangegeven.

Daarnaast zijn er in de jaren daarna ook nog verschillende RIVM-publicaties verschenen over de emissies en doses van de verschillende reguleerbare ioniserende stralingsbronnen en fall-out in Nederland [3-8]. In deze studies is dus een deel van de 'stralingstaart' behandeld (zie ook [9]).

Ook is op basis van aanvullende en nieuwe informatie uit andere onderzoeksprojecten enkele keren een update van de 'stralingstaart' gepubliceerd op de RIVM-website, maar zonder uitgebreide verantwoording van de data en zonder evaluatie van eventuele veranderingen in de stralingsbronnen en de blootstelling door de jaren heen.

In 2020 gaven de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS) en het ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport (VWS) het RIVM opdracht een nieuwe analyse uit te voeren, die een actueel beeld oplevert van de blootstelling van de Nederlandse bevolking aan alle bronnen van ioniserende straling. Om deze opdracht te kunnen uitvoeren is destijds gezamenlijk besloten om het onderzoek en de rapportage ervan op te splitsen in drie delen:

1. Blootstelling van leden van de bevolking aan straling afkomstig van niet-reguleerbare en beperkt reguleerbare natuurlijke stralingsbronnen (radioactiviteit in voedsel, kosmische straling in buiten- en binnenmilieu en tijdens passagiersvluchten, terrestrische straling in buiten- en binnenmilieu, gammastraling uit bouwmaterialen en inhalatie van dochterproducten van radon-isotopen).
2. Blootstelling aan leden van de bevolking door reguleerbare stralingsbronnen (nucleaire installaties, procesindustrie, consumentenproducten, medische sector) en straling door historische fall-out.
3. Blootstelling aan patiënten (en verzorgenden) door medische stralingstoepassingen.

Het eerste rapport in deze reeks, over natuurlijke stralingsbronnen, is in 2021 gepubliceerd [10]. De derde rapportage, over de stralingsbelasting door medische blootstelling van patiënten is momenteel in voorbereiding. Het voorliggende rapport rapporteert de onderzoeksresultaten naar blootstelling van de Nederlandse bevolking aan reguleerbare stralingsbronnen en historische fall-out.

1.2 Onderzoeksofzet en afbakening

De belangrijkste doelen van dit rapport zijn:

- een overzicht te geven van huidige reguleerbare stralingsbronnen in Nederland die blootstelling aan straling geven voor leden van de bevolking;
- een indicatie te geven van de dosis, die leden van de bevolking jaarlijks kunnen ontvangen door straling aan reguleerbare stralingsbronnen en door fall-out.

Algemene punten die dit rapport niet behandelt, zijn:

- De dosis voor werknemers.

- Dosis door ongevals- of noodsituaties².
- De dosis door medische stralingstoepassingen voor patiënten en hun verzorgenden (niet-werknemers).
- Gevolgen van straling voor planten en dieren (radioecologie).
- Andere niet-radiologische aspecten die van toepassing kunnen zijn bij het gebruik van bepaalde stralingsbronnen (chemisch, sociaal, et cetera.) In dit rapport wordt alleen gekeken naar blootstelling door ioniserende straling (uitgedrukt in de grootheid effectieve dosis).

In dit rapport wordt de blootstelling van leden van de bevolking besproken voor vijf verschillende toepassingen van stralingsbronnen en/of blootstellingssituaties: 1) nucleaire installaties, 2) procesindustrie, 3) medische sector, 4) consumentenproducten en 5) historische fall-out.

Ieder van de onderwerpen is in een apart hoofdstuk uitgewerkt. Hierbij wordt, voor zover van toepassing in de wijze van uitwerking van het onderwerp, aandacht besteed aan volgende aspecten:

- welke stralingsbronnen en emissies er voor blootstelling van leden van de bevolking kunnen zorgen;
- de stralingsdosis die ontvangen kan worden door leden van de bevolking;
- veranderingen in blootstelling in de afgelopen jaren (voor zover te vergelijken met eerdere studies), bijvoorbeeld in het type stralingsbronnen, de dosishoeveelheid, of de samenstelling van de groep blootgestelde mensen; en
- met welke mogelijke toekomstige ontwikkelingen rekening gehouden zou kunnen worden.

De bovengenoemde hoofdstukken behandelen uiteenlopende onderwerpen, die verschillen in soort en toepassing van stralingsbronnen. Per geval kunnen de regelgeving en (waar van toepassing) de vergunningen ook verschillen. Ten slotte verschilt ook de beschikbaarheid van actuele data en informatie, en of deze openbaar is, per onderwerp. Daarom komt het voor dat er in de verschillende hoofdstukken enigszins verschillende paden bewandeld zijn om het doel (een goed beeld schetsen van de dosis voor de bevolking) te bereiken. Paragraaf 2.5 geeft (en waar van toepassing geven de hoofdstukken dit zelf) nadere uitleg.

Bij het actualiseren van onze gegevens over de blootstelling is over het algemeen gebruikgemaakt van data en/of informatiebronnen uit de periode 2018-2024.

Niet-destructief Onderzoek (NDO) en transport zijn niet in dit rapport uitgewerkt, maar worden nog wel kort benoemd in Bijlage E van dit rapport.

1.3

Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft algemene achtergrondinformatie over de dosis die leden van de bevolking ontvangen door straling van reguleerbare

² Dosis door historische gebeurtenissen (kernongevallen en kernwapentesten in het verleden) valt niet hieronder. Dit wordt in de regelgeving als een aparte categorie (*bestaande blootstelling*) gezien, en wordt daarom wel behandeld in dit rapport.

stralingsbronnen afkomstige straling. Er wordt ingegaan op stralingsbescherming van leden van de bevolking in de huidige Nederlandse wet- en regelgeving en wat op dit moment de belangrijkste internationale ontwikkelingen in de stralingsbescherming zijn. Ook de algemene uitgangspunten en keuzes die zijn gemaakt in de uitwerking van dit rapport staan in dit hoofdstuk beschreven.

In hoofdstuk 3 wordt een beschrijving gegeven van de dosis die leden van de bevolking kunnen ontvangen door lozing van radionucliden naar lucht en water door de zes nucleaire installaties in Nederland, waarvan er vijf in gebruik zijn. Voor de data van dit hoofdstuk is gebruikgemaakt van openbare informatie, zoals vergunningen, jaar- en veiligheidsrapporten, en de literatuur. Milieumetingen aan watermonsters door Rijkswaterstaat bij meetstations aan de grens, kunnen een indruk geven van trends in lozingen van radionucliden uit buitenlandse nucleaire installaties.

In hoofdstuk 4 wordt de dosis door lucht- en/of waterlozingen vanuit de procesindustrie geanalyseerd. In de nadere berekeningen zijn alleen de bedrijven meegenomen die een vergunning hebben om jaarlijks relatief veel radionucliden te lozen. Het gaat hierbij om bedrijven uit de staal-, pigment-, olie- en gasindustrie. De dosis is voor de verschillende industrietakken gemodelleerd door gebruik te maken van het rekenmodel PC-CREAM 08. De resultaten worden vergeleken met de resultaten uit eerdere studies via een historisch overzicht.

In hoofdstuk 5 wordt gekeken naar de stralingsdosis die leden van de bevolking ontvangen uit de medische sector. Het gaat dan niet om de dosis die patiënten of werknemers bij medische stralingstoepassingen ontvangen, maar om blootstelling aan straling door 'derden'. Voor dit rapport is met speciale aandacht gekeken naar de dosis door waterlozingen, door behandelingen van patiënten met radioactieve stoffen (*nucleaire geneeskunde*). In dat veld zijn de afgelopen decennia diverse ontwikkelingen geweest.

Hoofdstuk 6 beschrijft individuele en gemiddelde doses van leden van de bevolking door externe straling of inhalatie van radionucliden, afkomstig uit consumentenproducten en andere radioactieve gebruiksvoorwerpen. De lijst van geïncorporeerde voorwerpen is gebaseerd op eerdere RIVM-publicaties over bevolkingsblootstelling door consumentenproducten, in combinatie met aanbevelingen van het IAEA. Aan deze lijst zijn voorwerpen toegevoegd die naar voren kwamen uit recente andere RIVM-publicaties (zoals uraniumtegels, en voorwerpen die in dit voorliggende rapport staan beschreven onder de categorie 'overig'). De effectieve dosis per blootstelling was voor de meeste producten vanuit oudere rapporten bekend. Waar mogelijk en relevant is voor dit rapport rekening gehouden met veranderingen in de verspreiding van de producten ten opzichte van eerdere rapportages.

Hoofdstuk 7 beschrijft de gemiddelde dosis voor de Nederlandse bevolking door historische fall-out van radionucliden afkomstig van bovengrondse kernwapenproeven en kernongevallen elders in de wereld.

Hoofdstuk 8 bevat een algemene samenvatting van de resultaten uit de verschillende hoofdstukken, een discussie en conclusies.

Bij dit rapport is een aantal bijlagen gevoegd.

Bijlage A t/m D geven toelichting op de berekening van de dosis, die met behulp van het PC-CREAM 08-model is uitgevoerd voor hoofdstuk 4 (Procesindustrie). De tekst en figuren zijn voor een groot deel letterlijk overgenomen uit RIVM-rapport 2023-0361 [11]. De voor hoofdstuk 4 gebruikte modelparameters, staan in deze bijlagen vermeld.

In bijlage E geeft een toelichting op de dosis voor leden van de bevolking aan straling door 'Niet-Destructief Onderzoek' (NDO) en transport op basis van gegevens hierover in vorige ('stralingstaart')rapporten. Deze onderwerpen zijn verder niet uitgewerkt in het voorliggende rapport.

2 Blootstelling leden van de bevolking, wettelijk kader, internationale ontwikkelingen, uitgangspunten en definities

Dit hoofdstuk geeft achtergrondinformatie over blootstelling van leden van de bevolking aan straling uit reguleerbare stralingsbronnen. Paragraaf 2.1 licht toe langs welke weg leden van de bevolking een dosis kunnen ontvangen. Vervolgens staat in paragraaf 2.2 een toelichting op de verdeling van die dosis over leden van de bevolking. Paragraaf 2.3 geeft in hoofdlijnen aan hoe in de huidige Nederlandse wet- en regelgeving de dosis voor leden van de bevolking wordt gereguleerd. Paragraaf 2.4 behandelt internationale ontwikkelingen in de stralingsbescherming, die voor veranderingen in de wijze van evaluatie van de blootstelling van leden van de bevolking zorgen. In paragraaf 2.5 wordt toegelicht wat de algemene uitgangspunten en keuzes zijn geweest in dit rapport, bij het bepalen en evalueren van de blootstelling van leden van de bevolking aan straling van reguleerbare bronnen. Tenslotte staat in paragraaf 2.6 een lijst met verschillende begrippen en definities.

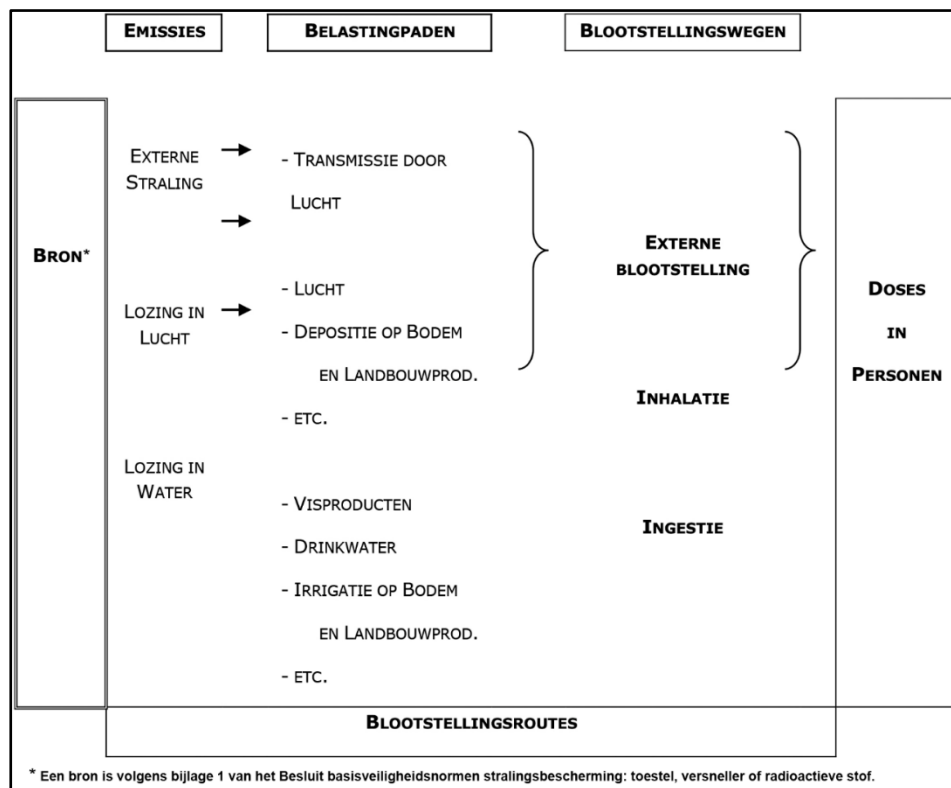
2.1 Blootstelling van de bevolking aan stralingsbronnen

Zoals in de conclusie duidelijk wordt, behandelen we in dit rapport stralingsbronnen die voor een klein deel aan de totale effectieve dosis bijdragen die een lid van de bevolking in Nederland per jaar ontvangt: de dosis afkomstig van reguleerbare bronnen van ioniserende straling en historische fall-out. De blootstelling door natuurlijke bronnen blijkt ongeveer honderdmaal groter te zijn [10].

De straling die de dosis veroorzaakt kan afkomstig zijn van verschillende bronnen, die langs verschillende wegen ('belastingpaden') ons lichaam kan bereiken ('blootstellingswegen'). Figuur 2.1 toont een samenvatting van die belastingpaden en blootstellingswegen ('blootstellingsroutes') die leiden tot een blootstelling voor leden van de bevolking.

Met externe straling wordt bedoeld dat ons lichaam wordt blootgesteld aan straling uit een bron die zich ergens buiten het lichaam bevindt. De bron kan een radioactieve stof zijn, of een toestel zoals een röntgenapparaat, of een andere installatie die ioniserende straling uitzendt.

Na lozing van radioactieve stoffen naar lucht of water zijn er veel belastingpaden waarlangs die stoffen zich kunnen verspreiden. Denk bijvoorbeeld aan radioactieve deeltjes gehecht aan luchtstof, in oppervlakte water, voedselproducten, of de bodem. Leden van de bevolking kunnen de radioactieve stoffen vervolgens inademen (inhalatie) en/of binnenkrijgen via eten en drinken (ingestie). Als die deeltjes radioactief verval ondergaan terwijl zij zich in het lichaam bevinden, leidt dat zo tot een blootstelling, en dus een stralingsdosis.



Figuur 2.1 Schematisch overzicht van blootstellingsroutes voor leden van de bevolking (uit Verordening Basisveiligheidsnormen stralingsbescherming, [12]).

De dosis die door externe straling veroorzaakt wordt, is afhankelijk van de energie en intensiteit van de straling, het type straling, de afstand tot de emissiebron en de tijdsduur van de blootstelling. In het algemeen geldt dat de intensiteit afneemt met de afstand. Wanneer er externe straling vanuit een bepaalde locatie komt, zal iemand naarmate deze verder van de locatie verblijft, een minder hoge dosis ontvangen.

De grootte van de stralingsdosis die iemand ontvangt door inhalatie of ingestie van radioactief materiaal is voor de meeste radionucliden proportioneel aan de grootte van de activiteit van de deeltjes die zijn ingeademd of ingeslikt. De dosis is ook afhankelijk van het radionuclide, wat voor type straling deze geeft bij verval en waar en hoelang deze in het lichaam aanwezig blijft.

Welk deel van de radioactieve stoffen die naar lucht of water geloosd worden ons uiteindelijk bereiken, hangt af van allerlei factoren. Een mogelijke factor is de verspreiding van de radionucliden in lucht of water na lozing. Naarmate de afstand tot het lozingspunt toeneemt, vindt er meestal verdunning van de radioactieve stoffen plaats. In het traject dat de radionucliden in het milieu afleggen, kunnen echter ook effecten optreden waarbij de stoffen nauwelijks verdunnen, of juist meer geconcentreerd raken. Dit is bijvoorbeeld het geval wanneer er weinig menging plaatsvindt tijdens het transport door de lucht, zoals bij pluïmvorming. Een ander voorbeeld is concentratie langs biologische weg. Zo houden wilde zwijnen van paddenstoelen, en paddenstoelen nemen relatief veel cesium op [13]. Op die manier kan radioactief cesium zich ophopen in deze zwijnen [14].

2.2 Verdeling van de effectieve dosis over leden van de bevolking

2.2.1 *Individuele dosisverdeling binnen de bevolking*

Hoeveel en hoe vaak een lid van de bevolking ieder jaar straling ontvangt van reguleerbare stralingsbronnen en fall-out, wordt niet alleen bepaald door de grootte van emissies en het type straling, maar ook door het 'gedrag' van een individuele persoon.

Met gedrag bedoelen we hierbij waar en hoe diegene woont, werkt, recreëert, of wat voor voedsel iemand eet. Naarmate iemand bijvoorbeeld dichterbij een emissiebron woont, of land- of waterproducten eet dat uit de buurt komt van een lozingspunt, is de kans op blootstelling aan straling groter. Wanneer iemand veel voedselproducten eet waarin relatief wat meer radioactieve stoffen aanwezig zijn dan in andere producten, zal deze persoon een hogere stralingsdosis ontvangen dan iemand die minder van dit type voedsel eet.

Ook wanneer iemand in de buurt van meerdere emissielocaties verblijft, kan deze persoon meer blootgesteld worden aan straling, in vergelijking met andere leden van de bevolking.

Voor vrijwel elke emissie vanuit een locatie met reguleerbare stralingsbronnen, is over het algemeen een kleine groep individuen die een wat hogere dosis ontvangt, en een veel grotere groep die een kleine tot geen dosis ontvangt, te onderscheiden.

De door de bevolking ontvangen effectieve jaardoses zijn dus niet uniform over de bevolking verdeeld en hangt af van verschillende factoren.

De verdeling over de inwoners van een heel land bestaat in feite uit een grote verzameling van verschillende typen blootstellingen, met voor iedere blootstelling een bepaalde dosisverdeling over de bevolking. Welk type stralingsbronnen worden toegepast, welke emissie wordt toegestaan door de overheid, en hoe mensen leven, kan veranderen in de tijd. Het is daarom zinvol om met enige regelmaat te onderzoeken wat de ontwikkelingen zijn in de blootstelling van de bevolking van Nederland.

2.2.2 *De 'stralingsstaart' en collectieve dosisverdeling*

Een dosisverdeling over de bevolking, is op verschillende manieren en met verschillende doelen op het oog te evalueren.

Zo kan men kijken naar de totale dosis die de bevolking in een land ontvangt door de emissies van alle stralingsbronnen tezamen: de *collectieve dosis*. Door hieruit een gemiddelde dosis per lid van de bevolking te berekenen, kan worden vergeleken met dezelfde soort studies uit omliggende landen, of met studies uit eerdere jaren.

Zoals ook in hoofdstuk 1 staat, zijn dit soort verdelingen een aantal keren eerder bepaald door het RIVM [1, 2]. Bij die studies is onder meer de totale gemiddelde stralingsdosis per inwoner berekend, uitgesplitst naar bijdragen van de verschillende categorieën stralingsbronnen. Deze uitsplitsing werd weergegeven als een cirkeldiagram: de 'stralingsstaart'.

Aanleiding voor het huidige onderzoek, dat in drie delen is opgesplitst (zie paragraaf 1.1; het voorliggende rapport is deel twee), is onder

andere om de verschillende bijdragen aan de stralingsdosis voor de bevolking opnieuw vast te stellen. In deel één [10], over natuurlijke stralingsbronnen, is daarom ook de gemiddelde dosis voor een lid van de bevolking bepaald.

Naast het evalueren van de collectieve dosis en de gemiddelde dosis voor een lid van de bevolking, wordt echter steeds meer aandacht geschonken aan het evalueren van de individuele dosis van de meest blootgestelde individuen. In de afgelopen decennia zijn er verschillende ontwikkelingen in de internationale stralingsbescherming geweest, die ook zijn doorgevoerd in de Nederlandse wet- en regelgeving (zie paragraaf 2.3). Een belangrijke ontwikkeling is dat er meer aandacht is gekomen voor dosioptimalisatie van de meest blootgestelde populaties. Hierdoor worden andere manieren om de blootstelling te bepalen en te evalueren belangrijker en kunnen ook de beleidsdoelstellingen veranderen. Dat geldt ook voor de reguleerbare stralingsbronnen die in dit rapport besproken worden.

Met nieuwe onderzoeksvragen ontstaat ook de behoefte aan nieuwe data, gegevens en rekenmethoden. Het verandert ook het concept 'stralingstaart'. Er treedt een verschuiving op van het evalueren van de collectieve stralingstaart, naar het, veel meer dan voorheen, evalueren van dosisbijdragen van de verschillende stralingsbronnen aan kleinere groepen binnen dat collectief. De volgende paragrafen gaan hier meer op in.

2.3 Stralingsbescherming in de Nederlandse wet- en regelgeving

Hoofdstukken 3 t/m 6 van dit rapport beschrijven de blootstelling van leden van de bevolking door reguleerbare handelingen met ioniserende stralingsbronnen. Het gaat dan om handelingen bij normale bedrijfsvoering en op vergunde locaties. Dat heet ook wel 'geplande blootstelling'.

De reguleerbare stralingsbronnen zijn onderhevig aan een controlestelsel dat valt onder de Kernenergiewet [15]. Het doel van dit stelsel is er voor te zorgen dat mensen die met stralingsbronnen werken, patiënten die straling ontvangen voor medische doeleinden en alle overige leden van de bevolking zo veel als redelijkerwijs mogelijk beschermd worden tegen de nadelige gevolgen van die straling.

In Nederland mogen handelingen met stralingsbronnen en emissies van straling en radionucliden alleen plaatsvinden, wanneer er aan verschillende regels en voorwaarden voor stralingsbescherming wordt voldaan. Deze regels en voorwaarden hebben te maken met:

- maatschappelijke rechtvaardiging van de handelingen;
- beperken van de stralingsdosis die door de handelingen ontvangen kan worden (dosioptimalisatie);
- het stellen van limieten aan de dosis die per jaar ontvangen mag worden.

De controle en het toezicht van de overheid hierop is via een controlestelsel geregeld. Een vergunningstelsel is hier onderdeel van.

De voor dit rapport meest relevante Nederlandse wet- en regelgeving staat beschreven in de Kernenergiewet (Kew, [15]), het Besluit kerninstallaties, splijtstoffen en ertsen (Bkse, [16]), het Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Bbs, [17]), de Regeling basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Rbs, [18]) en de Verordening basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Vbs, [12]).

De overheid heeft dosislimieten ingesteld voor de stralingsbescherming. Deze zijn afgeleid van de Europese regelgeving (zoals [19]). Voor het publiek geldt een striktere norm dan voor werknemers die met stralingsbronnen werken. Voor de blootstelling van patiënten gelden geen limieten, maar vaak zijn wel richtwaarden gepubliceerd.

Hoofdstuk 7 beschrijft de blootstelling aan straling door fall-out. Hierbij worden leden van de bevolking blootgesteld aan de straling van radionucliden die zich al over het milieu hebben verspreid, na emissies door kernproeven en nucleaire ongevallen die in het verleden plaatsvonden. Deze categorie van blootstelling heet 'bestaande blootstelling' en verschilt in aard van de andere categorieën die dit rapport beschrijft, zoals de geplande en vergunde lozingen vanuit de industrie en ziekenhuizen.

2.3.1 *Dosislimieten*

Voor leden van de bevolking is een dosislimiet gesteld voor de jaarlijkse effectieve dosis door alle blootstellingen van alle toegestane handelingen tezamen. De individuele effectieve dosislimiet is 1 milliSv in een kalenderjaar (Artikel 9.1, Bbs [17]). Ook zijn er limieten gesteld voor specifieke organen: de ooglen en de huid (Artikel 9.1, Bbs).

Daarnaast gelden er ook verplichtingen voor ondernemers om ervoor te zorgen dat voor een lid van de bevolking, de effectieve dosis van 0,1 milliSv in een kalenderjaar, niet wordt overschreden. Het gaat hierbij om een effectieve dosis op de locatie of op enig punt buiten de locatie, door handelingen die onder de verantwoordelijkheid van de ondernemer worden verricht (Artikel 9.2, Bbs). Volgens de Nota van Toelichting van het Bbs ([20], paragraaf 9.1) wordt het 'uiterst onwaarschijnlijk geacht dat bij het hanteren van deze locatielimiet een lid van de bevolking ten gevolge van alle (geautoriseerde) bronnen en handelingen de cumulatieve dosislimiet zal overschrijden.'

Door het gebruik van afschermende maatregelen op de locaties met stralingsbronnen, kunnen ondernemers er voor zorgen dat de externe stralingsdosis wordt gereduceerd die iemand buiten de locatie (de terreingrens) ontvangt. Ook het gebruik van bijvoorbeeld luchtfilters of vervaltanks voor afvalwater op de locaties waar met radionucliden wordt gewerkt, kan het aantal radioactieve deeltjes beperken dat via de lucht en (riool)water naar het milieu wordt geloosd. Door dit soort maatregelen kan de totale dosis die de meest blootgestelde individuele leden van de bevolking ontvangen, beperkt worden en onder de wettelijke dosislimiet blijven.

2.4 Internationale ontwikkelingen ten aanzien van stralingsblootstelling voor leden van de bevolking

2.4.1

Van gemiddelde dosis naar dosis van de representatieve persoon

Zoals ook in paragraaf 2.2.2 is aangegeven, is in het verleden bij het evalueren van de blootstellingsdosis voor de bevolking in Nederland, met name naar de gemiddelde dosis per lid van de bevolking gekeken (de 'stralingstaart'). Het doel hiervan was inzicht te krijgen in de afzonderlijke dosisbijdragen van verschillende categorieën stralingsbronnen, ook door de tijd heen.

De gemiddelde dosis per lid van de bevolking zegt echter niets over het bereik en de verdeling aan dosiswaarden die verschillende individuele leden van de bevolking ontvangen. De dosis die leden van de bevolking ontvangen door emissies van een stralingsbron, kunnen zeer inhomogeen verdeeld zijn over de bevolking (paragraaf 2.2.1).

In de internationale stralingsbescherming is in de afgelopen decennia steeds meer aandacht gekomen voor het bepalen van de blootstelling voor de meest blootgestelde populaties binnen een bevolking. Dit is te zien in verschillende documenten van het IAEA [21-25] en het ICRP [26, 27]. Het ICRP heeft aanbevelingen gedaan in ICRP-publicatie 103 [28]. Deze aanbevelingen zijn in 2013 overgenomen in de Europese regelgeving [19] en dit is in 2018 in de Nederlandse regelgeving opgenomen (zie paragraaf 2.3). Het IAEA heeft daarnaast verschillende vereisten aan lidstaten opgesteld [22] over het bepalen van de blootstelling aan straling door leden van de bevolking.

De internationale stralingsbescherming en de regelgeving besteden nu meer aandacht aan het bepalen van de dosis van de meest blootgestelde groep leden binnen de bevolking. De ICRP-publicatie 103 [28], maar ook de genoemde IAEA-documenten, bevelen aan om daarbij uit te gaan van de 'representatieve persoon'. Volgens de definitie die hiervoor in de regelgeving wordt toegepast, is de representatieve persoon een 'persoon die blootstaat aan een dosis die representatief is voor die van de meest aan ioniserende straling blootgestelde personen van de bevolking, met uitsluiting van personen met extreme of zeldzame gewoonten' (Artikel 1.1, Vbs [12]). De 'representatieve persoon' is gelijk ('*equivalent*') aan wat in eerdere publicaties ook wel 'de gemiddelde persoon uit de kritieke groep' werd genoemd (aldus ICRP 101, 2006; executive summary '(i)' [26]).

Methoden om te bepalen wie de 'representatieve persoon' in een bepaalde blootstellingssituatie is en hoe de dosis van deze representatieve persoon kan worden bepaald, staan beschreven in het ICRP-rapport 101 uit 2006 [26, 27].

2.4.2

Veranderingen in de evaluatie van de dosis van leden van de bevolking voor reguleerbare stralingsbronnen

De verschillende ontwikkelingen en inzichten zorgen ook voor accentverschuivingen bij het evalueren van de blootstelling van leden van de bevolking aan stralingsbronnen in een land.

Het evalueren van de dosisverdeling over categorieën (en weergegeven in een 'stralingstaart'), geeft geen informatie over de meest blootgestelde individuen binnen de bevolking. Het evalueert ook niet of er individuen binnen de bevolking (kunnen) zijn, die door blootstelling

aan meerdere reguleerbare stralingsbronnen, een hogere dosis dan de dosislimiet van 1 milliSv per jaar ontvangen (paragraaf 2.3.1).

Om dat te kunnen bepalen, is een andere aanpak nodig, waarin de dosisbijdragen van de verschillende reguleerbare stralingsbronnen aan kleinere groepen binnen de gehele bevolking worden bepaald en geëvalueerd. Het bepalen van de 'representatieve persoon', zoals internationaal wordt aanbevolen, sluit daar bij aan.

Voor het bepalen van die representatieve persoon (de groep meest blootgestelde individuen) zijn andere data en methoden nodig dan voor het bepalen van de collectieve dosis in een land (de discussie in 8.2 besteedt hier kort aandacht aan).

2.4.3 *Veranderingen in dosiscoëfficiënten*

Voor het omrekenen van een blootstelling naar een effectieve jaardosis wordt er gebruik gemaakt van dosisconversiecoëfficiënten (DCC). De modellen waarop deze omrekenfactoren zijn gebaseerd, worden van tijd tot tijd aangepast in de wetenschappelijke literatuur (en in de regelgeving). Op basis van de nieuwe inzichten (zoals beschreven in ICRP 103 [28]), worden op dit moment de DCC's van radionucliden opnieuw vastgesteld, voor ingestie en voor inhalatie door leden van de bevolking. Tot die tijd worden in de Nederlandse regelgeving en ook in dit rapport, de omrekenfactoren gebruikt die in het ICRP-rapport 119 uit 2012 staan genoemd [29, 30] en die (grotendeels) zijn overgenomen uit de ICRP aanbevelingen uit 1990, beschreven in ICRP 60 [31].

Een eerste vergelijking voor een aantal radionucliden op basis van nieuwe DCC-ingestiewaarden voor werknemers (redelijk analoog met volwassen leden van de bevolking), met de oude DCC-waarden, laat over het algemeen iets lagere DCC-waarden zien (minder effect bij dezelfde blootstelling). Maar dit is niet voor alle radionucliden het geval, en niet voor alle stoffen in dezelfde mate [32-34].

Voor externe straling kunnen waarden uit ICRP 116 [35] worden gebruikt.

Door aanpassing van de dosisconversiecoëfficiënten kunnen dosiswaarden in vergelijking met dosisberekeningen uit eerdere jaren veranderen.

2.5 **Gemaakte algemene keuzes in de uitvoering van dit rapport**

Dit rapport brengt de blootstelling van de straling door reguleerbare stralingsbronnen en fall-out in kaart. In paragraaf 1.2 is een algemene afbakening van dit rapport gegeven. De voorliggende paragraaf licht algemene keuzes toe die met de uitvoering van het onderzoek hebben te maken. Het betreft keuzes die te maken hebben met:

- het soort reguleerbare stralingsbron dat is onderzocht;
- het wel of niet meenemen van blootstelling door externe straling;
- de blootgestelde populaties voor welke de dosis is vastgesteld.
(paragraaf 2.5.1 t/m 2.5.3)

Daarnaast zijn er ook nog keuzes gemaakt in de uitvoering van het onderzoek en de weergave van resultaten, die te maken hebben met het (lage) dosisniveau (paragraaf 2.5.4).

Eventuele overige keuzes en afbakening die specifiek per stralingsbron-categorie zijn gemaakt, worden in de betreffende hoofdstukken (3 t/m 7) nader beschreven.

2.5.1 *Keuze van de onderzochte reguleerbare stralingsbronnen*

Dit rapport sluit aan op onderwerpen die ook in de vorige twee RIVM-rapportages van de 'stralingstaart' (van 1992 en 2003) zijn besproken: nucleaire installaties, procesindustrie, consumentenproducten en fall-out. Door weer naar deze categorieën stralingsbronnen te kijken, kan er, waar mogelijk, vergeleken worden met vorige studieresultaten (ook enkele studies na 2003).

In dit rapport is de blootstelling (voor 'derden') vanuit de medische sector als onderwerp toegevoegd (ten opzicht van de studie in 2003). Dit is gedaan vanwege de diverse ontwikkelingen die er in de afgelopen decennia met name in de nucleaire geneeskunde zijn geweest. Er is voor gekozen om blootstelling door Niet-Destructief Onderzoek (NDO) en transport niet voor dit rapport te inventariseren. De resultaten uit eerdere rapportages staan kort benoemd in Bijlage E van dit rapport.

2.5.2 *Keuze om blootstelling door externe straling niet in detail te beschouwen*

Hoofdstukken 3 t/m 5 behandelen de blootstelling aan straling van de categorieën nucleaire installaties, procesindustrie, en medische sector. Wat deze categorieën gemeenschappelijk hebben, is het type emissies dat voor blootstelling door leden van de bevolking kan zorgen. Binnen al deze categorieën worden er op verschillende locaties in ons land (en dat is voor de procesindustrie ook op zee) handelingen met radioactieve stoffen uitgevoerd. Een deel van deze stoffen komt in het milieu terecht door lozingen naar lucht en/of riool- of oppervlaktewater. Daarnaast hebben deze drie categorieën ook emissies van externe straling die direct vanuit de locaties komen waar handelingen met stralingsbronnen plaatsvinden.

Het gaat voor alle drie categorieën om straling en radioactieve stoffen die vrijkomen bij vergunde handelingen met stralingsbronnen. De mogelijke blootstelling aan straling door een lid van de bevolking via emissies, wordt gelimiteerd binnen het controlestelsel van de Kernenergiewet, en wordt ook beperkt via voorwaarden binnen de afgegeven vergunningen (paragraaf 2.3). Er geldt een dosislimiet per locatie van 100 microSv per jaar voor alle emissies en voor de bijdrage van externe straling vanuit een locatie tezamen. Bij het vergunnen van emissies zijn daarbij conservatieve aannames gedaan over wat er maximaal per jaar mag worden geloosd aan radionucliden en hoeveel externe straling er ter hoogte van de terreingrens nog mag zijn. In de praktijk blijft de dosis voor een lid van de bevolking hierdoor per locatie veel lager dan 100 microSv per jaar zijn. Bij de kerncentrale Borssele en de centrale opslag voor radioactief afval (COVRA) wordt continu getoetst of de externe straling onder de locatielimiet blijft door metingen van een meetnet dat het RIVM bedrijft [36].

Externe straling door vergunde handelingen met stralingsbronnen, is per locatie (1) gering door de locatielimiet en vergunde voorwaarden en (2) zeer lokaal aanwezig. Zij neemt snel af met de afstand tot de terreingrens. Blootstelling aan de externe straling van meerdere locaties

komt daardoor ook nauwelijks voor in Nederland. Daarnaast (3) kan het zich in tegenstelling tot radioactieve deeltjes nergens ophopen in het milieu.

Om deze redenen, en in lijn met de keuzes die in paragraaf 2.5.4 staan beschreven, is de keuze gemaakt om in dit rapport externe straling vanuit vergunde locaties niet verder in detail te onderzoeken voor hoofdstukken 3 t/m 5. In deze hoofdstukken is alleen naar blootstelling door lozingen van radionucliden gekeken.

2.5.3 *Keuze van de blootgestelde populatie*

In dit rapport, zijn de geïnventariseerde dosiswaarden per hoofdstuk op een andere manier vastgesteld. Niet alleen verschillen de onderlinge methoden om een dosis voor een bepaalde categorie stralingsbronnen vast te stellen. De dosis wordt ook niet voor dezelfde blootgestelde populatie van de bevolking bepaald. Dit heeft te maken met de scheve verdeling van de dosis over de bevolking bij sommige categorieën stralingsbronnen. Weinig individuen ontvangen daarbij een geregleerde lage dosis en de meerderheid van de bevolking ontvangt vrijwel geen enkele dosis, omdat ze bijvoorbeeld relatief ver van de locatie met stralingsbronnen wonen (hoofdstukken 3 en 4), of omdat ze bepaalde radioactieve consumentenproducten (hoofdstuk 6) niet gebruiken.

Bij alle hoofdstukken is de dosis van de (naar verwachting) meest blootgestelde individuen bepaald. De analyses daarvan zijn op verschillende manieren uitgevoerd (in dit rapport zelf of al in eerdere RIVM-studies) en zijn gebaseerd op rekenmodellen.

Voor de reguleerbare bronnen is de dosis voor de representatieve persoon bepaald (hoofdstuk 3 en 4), is de maximale individuele dosis vastgesteld (hoofdstuk 3 en 5), of is de individuele dosis per blootstelling (hoofdstuk 6) bepaald. De keuze voor de doelgroep en bijbehorende dosis is afhankelijk van de beschikbare verzamelde data en methoden.

Als in de eerdere RIVM-studies uit 1992 en 2003 een gemiddelde dosis per lid van de bevolking was bepaald voor een bepaalde stralingsbronicategorie, dan zijn om te kunnen vergelijken in hoofdstukken 4 en 6 ook gemiddelde dosiswaarden per lid van de bevolking berekend.

Voor hoofdstuk 3 (nucleaire installaties) is geen nieuwe gemiddelde dosis per lid van de bevolking bepaald, omdat deze in de eerdere studie van 2003 al erg laag was, namelijk 0,3 nanoSv per jaar ($\ll 0,1$ microSv per jaar) ten opzichte van de andere stralingsbronnen. Daardoor heeft een verdere actualisatie, gezien de aannames die gedaan worden voor een dergelijke schatting van de gemiddelde dosis, geen toegevoegde waarde. Dit staat verder beschreven in paragraaf 3.4.8.

2.5.4 *Uitgangspunten bij lage dosiswaarden*

Er zijn in Nederland veel verschillende locaties waar vergunde handelingen worden uitgevoerd met stralingsbronnen. Bij een groot deel van deze locaties zijn de emissies zodanig laag, dat deze geen wezenlijke bijdrage geven aan zowel de individuele als de totale dosis door reguleerbare bronnen.

Er is geen algemeen geldende fundamentele definitie voor 'lage dosis'. Wel is er in de Nederlandse regelgeving voor emissies een zogenaamd 'Secundair Niveau' gedefinieerd: dat is de dosis 'waar beneden vanuit milieuoogpunt nooit bezwaar bestaat tegen autorisatie mits de handeling gerechtvaardigd is' (Vbs, [12]).

Een andere definitie voor het Secundair Niveau is: het niveau waaronder dosisoptimalisatie geen prioriteit meer heeft.

Onze regelgeving definieert dit niveau als 1 microSv per jaar voor lucht- en waterlozingen van radioactief materiaal, en 10 microSv per jaar voor externe straling.

In een aantal internationale en binnenlandse publicaties wordt gesproken over 'triviale dosis' [37-39]. Triviaal betekent in deze context dat 'bronnen die een lagere blootstelling veroorzaken dan de 'triviale blootstelling' kunnen worden vrijgesteld van wettelijke controle' [39].

Deze dosis is door Euratom gesteld op 10 microSv per jaar voor kunstmatige bronnen [40]. Ook is er in de jaren tachtig een bepaalde hoeveelheid aan toegevoegd overlijdensrisico als 'verwaarloosbaar' aangemerkt [41, 42]. Dit risico is destijds bepaald op 10^{-8} per jaar per blootstelling: ofwel een miljoenste procent per jaar. De effectieve dosis die daarmee gepaard zou gaan is 0,4 microSv per jaar [39].

Het bovenstaande in overweging nemend, is er in dit rapport voor gekozen om (categorieën) bronnen die (volgens oudere rapporten) een dosisbijdrage geven die lager is dan 10 microSv per jaar, niet nauwkeuriger uit te werken.

Behalve wanneer er redelijkerwijs is te verwachten dat de situatie in de tussenliggende periode zodanig veranderd is, dat de schattingen niet meer representatief kunnen zijn voor de actuele situatie. Dit kan gelden voor zowel de individuele dosis als de gemiddelde dosis.

Ook wanneer op basis van een eerste ruwe conservatieve schatting, de dosis voor een individueel lid van de bevolking op minder dan 10 microSv per jaar uitkomt, is de dosisberekening niet verder in detail uitgewerkt (door modelleren of anderszins).

Daarnaast is er voor gekozen om bijdragen aan de individuele dosis of gemiddelde dosis voor een lid van de bevolking, kleiner dan 0,1 microSv per jaar, niet in een overzicht te rapporteren met een getalswaarde, maar als 'kleiner dan 0,1 microSv per jaar'.

Deze dosis is een factor honderd lager dan het criterium voor nadere analyse (10 microSv per jaar). Ook is 0,1 microSv per jaar lager dan de in de jaren tachtig veronderstelde dosis die verband zou houden met een verwaarloosbaar overlijdensrisico (0,4 microSv/jaar).

2.6 Lijst van begrippen en definities

Actuele Individuele Dosis (AID) is 'een effectieve dosis die het gevolg is van het gebruik van een gebied buiten de locatie waarbij rekening wordt gehouden met het feitelijke huidige gebruik van de omgeving' (Artikel 1.1, Vbs [12]).

Bron is een toestel, versneller of radioactieve stof (Bijlage 1 van Bbs [17]).

Blootstellingsroute is de wijze waarop ioniserende straling of radionucliden personen kunnen bereiken en blootstelling kunnen veroorzaken (Bijlage 1 van Bbs [17]). Het is een combinatie van emissies, belastingpaden, en blootstellingswegen (Bijlage 10.1.3 van Vbs [12]).

Belastingpad is een weg waarlangs verspreidingen van straling afkomstig uit lozingen in lucht en water in de omgeving plaatsvinden (Bijlage 10.1.3 van Vbs [12]).

Blootstellingsweg is de manier waarop de daadwerkelijke blootstelling van personen ten gevolge van emissies via belastingpaden geschiedt (Bijlage 10.1.3 van Vbs [12]). De drie blootstellingswegen zijn *externe blootstelling*, *inhalatie* en *ingestie*.

Collectieve dosis is de totale effectieve dosis die leden van de bevolking in Nederland tezamen ontvangen. De collectieve dosis kan zowel in totaal als per bijdragende bron gegeven worden. De collectieve dosis gedeeld door het aantal leden van de bevolking, is gelijk aan de gemiddelde dosis voor alle leden van de bevolking in Nederland.

Consumentenproducten 'zijn apparaten of producten waarin doelbewust een of meer radionucliden zijn ingebracht, of die bij activering radionucliden voortbrengen of die ioniserende straling uitzenden, en die zonder toezicht of controle [...] na verkoop aan leden van de bevolking kunnen worden verkocht of ter beschikking gesteld' (definitie volgens Artikel 14.4, Bijlage 1 van Bbs [17]).

Controlestelsel is het stelsel van controle en regulering dat wordt toegepast op menselijke activiteiten met het oog op de stralingsbescherming en handhaving van stralingsbeschermingsvoorschriften (Artikel 1, Bbs [17]).

Dosis is een maat voor de hoeveelheid straling die ontvangen wordt per massa-eenheid. Er zijn verschillende vormen, waaronder: *geabsorbeerde dosis*, *equivalente dosis*, en *effectieve dosis*. In dit rapport wordt met 'dosis' altijd de *effectieve dosis voor leden van de bevolking* bedoeld, tenzij anders aangegeven.

Effectieve dosis is de som van de gewogen equivalente doses in alle weefsels en organen ten gevolge van inwendige en uitwendige bestraling. De eenheid van effectieve dosis is sievert (Sv) (Bijlage 2, Bbs [17]). In dit rapport wordt met 'dosis' altijd de effectieve dosis bedoeld, tenzij anders aangegeven.

We gebruiken in dit rapport meestal de eenheid microsievert (afgekort microSv), dat gelijk staat aan een miljoenste Sv. In de meeste gevallen wordt in dit rapport een jaardosis beschreven, waarvan de eenheid microSv per jaar is.

Emissie is het proces van toevoegen van straling of radionucliden aan de leefomgeving. Er worden bij vergunningverlening drie soorten emissies onderscheiden: *externe straling*, *lozingen naar lucht*, en *lozingen naar water* (Bijlage 10.1.3, Vbs [12]).

Gemiddelde dosis is de gemiddelde effectieve dosis die een groep leden binnen de bevolking in Nederland ontvangt. De gemiddelde dosis kan zowel in totaal als per bijdragende bron worden bepaald. De totale effectieve dosis voor de bevolking (de *collectieve dosis*) die gedeeld wordt door het totale aantal leden van de bevolking in Nederland geeft de gemiddelde dosis aan voor alle leden van de bevolking in Nederland.

Individuele dosis is de effectieve dosis die een bepaald (eventueel fictief of verondersteld) individu ontvangt door blootstelling aan straling van een bepaalde stralingsbron en onder bepaalde omstandigheden. De eigenschappen en het gedrag (wonen, werken, recreëren, eten, drinken) van het individu voor wie de individuele dosis wordt geschat of uitgerekend, hebben invloed op hoogte van de dosis.

Er zijn in de voor dit onderzoek gebruikte literatuur verschillende varianten op de individuele dosis in gebruik, waarbij de precieze definitie van het individu voor wie de dosis geldt steeds verschillend is of kan zijn en soms is alleen de naamgeving verschillend.

De in dit rapport gebruikte varianten van de individuele dosis zijn de *Multifunctionele Individuele Dosis*, *Actuele Individuele Dosis*, *Maximale Individuele Dosis*, en (individuele) dosis voor de *representatieve persoon*.

Multifunctionele Individuele Dosis (MID) is 'een effectieve dosis die het gevolg is van het gebruik van een gebied buiten de locatie op zodanige wijze dat dit de hoogst mogelijke dosis geeft' (Artikel 9.1.1, Rbs [18]). Dit is een individuele dosis voor het meest blootgestelde lid van de bevolking, nu of in de toekomst, door handelingen op de locatie van de vergunninghouder.

Maximale Individuele Dosis is een effectieve dosis die geldt voor een individu dat op de plek verblijft waar de activiteit aan radionucliden door de corresponderende lozing het hoogst is, en het gedrag zodanig dat de dosisbijdrage door de dominante bijdrage van gedrag maximaal is [43]. In de regelgeving wordt deze term sinds 2018 [12, 17] niet meer gebruikt.

Kritieke groep is een blootgestelde groep die door een combinatie van nabijheid tot de bron en (veronderstelde) leefgewoonten een aanmerkelijk hogere stralingsdosis zal ontvangen dan de rest van de bevolking [43]. In de stralingsbescherming is deze term inmiddels vervangen door 'de representatieve persoon'. De representatieve persoon is in feite het gemiddelde individu uit de kritieke groep [26, 27].

Locatielimiet is een dosisniveau van effectieve dosis van 100 microSv in een jaar, waarboven, indien de handeling behoort tot een in artikel 3.8 van het besluit genoemde categorie, geen vergunning wordt verleend (Bijlage 10.1.1, Vbs [12]).

Nucleaire – of kerninstallatie is 'een inrichting, waarin kernenergie kan worden vrijgemaakt, splijtstoffen kunnen worden vervaardigd, bewerkt of verwerkt, dan wel splijtstoffen worden opgeslagen [...], of een inrichting, waarin kernenergie kon worden vrijgemaakt, splijtstoffen

konden worden vervaardigd, bewerkt of verwerkt, dan wel splijtstoffen werden opgeslagen' (Artikel 15, onder b, Kew [15] [44]).

Procesindustrie bestaat uit bedrijven die handelingen uitvoeren waarbij van nature voorkomend radioactief materiaal is betrokken en leden van de bevolking daardoor een blootstelling ondergaan of kunnen ondergaan (Bijlage 3.1, Rbs [18]).

Radioactieve gebruiksvoorwerpen zijn apparaten of producten waarin doelbewust een of meer radionucliden zijn ingebracht, of die bij activering radionucliden voortbrengen of die ioniserende straling uitzenden, en die redelijkerwijs verwacht kunnen worden in omloop te zijn in Nederland, waardoor leden van de bevolking een dosis zouden kunnen ontvangen vanwege blootstelling aan deze producten.

Deze definitie hebben we in dit rapport opgesteld, omdat het feit of producten al of niet zonder toezicht of controle kunnen worden verkocht of ter beschikking gesteld niet-relevant is voor de dosis die leden van de bevolking kunnen ontvangen bij blootstelling aan deze producten.

Representatieve persoon is een 'persoon die blootstaat aan een dosis die representatief is voor die van de meest aan ioniserende straling blootgestelde personen van de bevolking, met uitsluiting van personen met extreme of zeldzame gewoonten' (Artikel 1.1 Vbs [12]).

Splijtstof is een stof die ten minste een tiende gewichtsprocent uranium of drie gewichtsprocent thorium bevat (Artikel 1.1 onder b en Artikel 14.2, Kew [15]).

3 Nucleaire installaties

3.1 Inleiding

Er zijn in Nederland meerdere nucleaire installaties die lozen naar lucht en water. Dit hoofdstuk beschrijft de blootstelling voor leden van de bevolking door deze lozingen op basis van de wettelijke situatie op 1 maart 2024 (bijvoorbeeld de op die datum vigerende vergunningen, en bij reguliere bedrijfsvoering).

Dit hoofdstuk geeft eerst een overzicht van de installaties in Nederland. Vervolgens worden de bijdragen hiervan aan de blootstelling van leden van de bevolking afzonderlijk beschreven. Er is daarbij onder andere gebruikgemaakt van vigerende vergunningen en de beschikbare veiligheidsrapporten en jaarrapporten.

Meestal is in dit rapport voor een installatie de keuze gemaakt om de effectieve dosis voor een representatieve persoon te vermelden. Daardoor is het in principe mogelijk om de blootstelling door de lozingen van de verschillende nucleaire installaties met elkaar te vergelijken. Soms wordt de effectieve dosis voor de kritieke groep vermeld; deze term kan als equivalent van de effectieve dosis voor de representatieve persoon gezien worden, en kan soms een overschatting ervan zijn. Dit hoofdstuk gaat ook kort in op de gemiddelde effectieve dosis voor de Nederlandse bevolking door lozingen door de Nederlandse nucleaire sector; deze gegevens zijn overgenomen uit een eerder verschenen rapport.

Daarnaast wordt de bijdrage aan de stralingsdosis in Nederland door nucleaire installaties in het buitenland beschreven. Deze buitenlandse installaties lozen radionucliden naar water dat Nederland binnenkomt, in het bijzonder via de Rijn, de Maas en de Schelde. De ontwikkeling in de tijd van radionucliden die via deze weg in het Nederlandse milieu terechtkomen, wordt voor een selectie van meetresultaten van het Nederlandse oppervlaktewater getoond.

3.2 Nucleaire installaties in Nederland

De zes verschillende nucleaire installaties in Nederland worden in deze paragraaf kort beschreven. De locaties ervan staan in Figuur 3.1 een kaart weergegeven. Van de nucleaire installaties is er één die niet meer in bedrijf is (Kerncentrale Dodewaard; sinds 1997) [45].

De **Kerncentrale Borssele (KCB)** is de enige kerncentrale in Nederland die in bedrijf is. De kerncentrale is gelegen in de provincie Zeeland bij het dorp Borssele. De centrale wordt beheerd door Elektriciteits Produktiemaatschappij Zuid-Nederland (EPZ). De kerncentrale Borssele (KCB) leverde de eerste stroom in juli 1973 en heeft nu een netto elektrisch vermogen van 485 MWe. Het type kernreactor is een drukwaterreactor, ofwel Pressurized Water Reactor (PWR), met een nominaal thermisch vermogen van 1365,6 MWth [46].

De **Hoge Flux Reactor (HFR)** in het Noord-Hollandse Petten is een onderzoeksreactor en staat samen met de overige faciliteiten,

waaronder laboratoria, op het terrein van de Onderzoekslocatie Petten (OLP). De HFR is een onderzoeksreactor van het type 'tank in pool' die sinds 1961 in gebruik is. De reactor heeft een vergund thermisch vermogen van 50 MWth [46]. De reactor wordt ingezet voor de productie van radio-isotopen voor industrieel en medisch gebruik, en voor materialenonderzoek.

Op de OLP zijn er meerdere installaties, bijvoorbeeld een laboratorium waar onderzoek op het gebied van splijtstof en constructiematerialen wordt gedaan en waar verbewerking en verpakking van (bijvoorbeeld medische) radio-isotopen plaatsvindt. In de Molybdenum Production Facility worden uit bestraalde plaatjes uranium de medische isotopen Mo-99 en Xe-133 via chemische processen vrijgemaakt en gezuiverd. De uraniumplaatjes worden in de HFR of in andere onderzoeksreactoren bestraald. Andere werkzaamheden worden in weer andere gebouwen verricht. Voorbeelden van deze werkzaamheden zijn de behandeling, verwerking en tijdelijke opslag van radioactief verontreinigd materiaal, voorwerpen en afval, en het gereedmaken van radioactief afval voor transport.

De Lage Flux Reactor die in Petten stond, is ontmanteld en verwijderd. In 2019 was de afbraak voltooid. Deze reactor was van 1960 tot 2010 in gebruik voor opleidings- en trainingsdoeleinden, en voor materiaalkundig onderzoek.

De **COVRA (Centrale Organisatie Voor Radioactief Afval)** is als enige bedrijf in Nederland verantwoordelijk voor de centrale verzameling, verwerking en opslag van radioactief afval. Alle bedrijven in Nederland die een vergunning op grond van de kernenergiewet hebben om met radioactieve stoffen te werken, zijn verplicht hun radioactief afval aan COVRA aan te bieden. Met de uitzondering van bedrijven die een vergunning voor handelingen hebben, en radioactief afval aanbieden, dat registratieplichtig is. Het bedrijfsterrein van COVRA ligt in Nieuwdorp, een dorp in de gemeente Borsele in de provincie Zeeland. De COVRA beschikt over speciaal ontworpen opslagfaciliteiten voor de verwerking en opslag van radioactief afval. Het type radioactief afval dat wordt opgeslagen is laag-, middel- en hoogradioactief afval, waaronder ook bestraalde splijtstof. De COVRA is in 1982 opgericht en in 1989 is de eerste vergunning voor de huidige locatie verleend.

De **Hoger Onderwijs Reactor (HOR)** in Delft (Zuid-Holland) is de onderzoeksreactor van het Reactor Instituut Delft (RID), een onderdeel van de Technische Universiteit Delft (TUD), die vergunninghouder is. De HOR is een 'open-pool' type reactor met een vergund thermisch vermogen van 3 MWth.

Urenco Nederland is een bedrijf in Almelo in de provincie Overijssel, waar voornamelijk de productie van laagverrijkt uranium plaatsvindt. Het laagverrijkt uranium wordt als brandstof voor kerncentrales over de gehele wereld gebruikt.

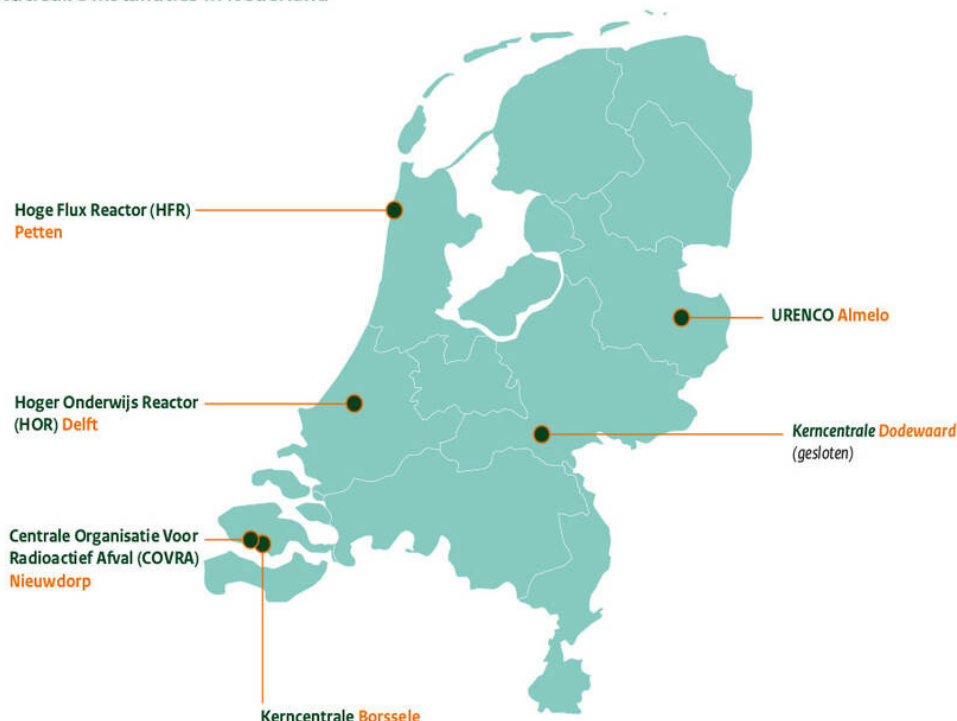
De maximale operationele capaciteit is 6200 tSW per jaar. Daarbij staat t voor ton en SW voor *Separative Work*, een eenheid die gebruikt wordt om het verrichte werk te beschrijven. Het restproduct van verrijking,

verarmd uranium, wordt -afhankelijk van de marktomstandigheden- weer verrijkt of, na chemische omzetting, opgeslagen bij COVRA.

De **Kerncentrale Dodewaard** is gelegen in het Gelderse Dodewaard en was van 1969 tot 1997 in bedrijf. Het werd beheerd door de Gemeenschappelijke Kernenergiecentrale Nederland (GKN). De reactor was van het type Boiling Water Reactor (BWR) met een nominale thermisch vermogen van 183 MWth (elektrisch vermogen 58 MWe) vanaf 1984 [47].

In 1997 werd definitief gestopt met de elektriciteitsproductie en in de periode tussen 1997 en 2003 is alle splijtstof afgevoerd. Door het afvoeren van de splijtstof (het laatste transport vond plaats op 9 april 2003) en het verwijderen van bestraalde onderdelen uit het reactorvat is het overgrote deel van de in de centrale aanwezige radioactiviteit verdwenen. Overbodige systemen zijn afgeschakeld en zo veel mogelijk schoongemaakt. De gebouwen zijn op een paar deuren na dichtgemetseld. De centrale is per 1 juli 2005 in veilige insluiting (veilig ingesloten en beveiligd) waarvoor GKN een vergunning heeft. De vergunning is erop gericht de gebouwen en de radioactieve onderdelen en stoffen zodanig te beheren zijn, dat deze geen risico vormen voor de omgeving. Definitieve afbraak van de resterende gebouwen staat gepland voor 2045.

Nucleaire installaties in Nederland



Figuur 3.1 Kaart van Nederland met nucleaire installaties. De figuur is ontleend aan <https://www.autoriteitnvs.nl/onderwerpen/nucleaire-installaties>.

3.3 Methoden voor de schatting van de stralingsdosis door nucleaire installaties

Voor het schatten van de stralingsdosis door nucleaire installaties is gebruikgemaakt van diverse beschikbare documenten. Bij nucleaire installaties in Nederland is er bijna altijd een Milieu Effect Rapport (MER), voortvloeiend uit het Milieu Effect Rapportage³ proces, dat deel uitmaakt van de aanvraagvergunning voor de installatie, waarin onder andere een schatting van de maximale effectieve dosis voor de bevolking door het bedrijfsproces wordt berekend. Ook bij een verandering in het bedrijfsproces kan een wijziging van de vergunning nodig zijn, waarvoor ook een MER procedure nodig kan zijn.

Tijdens het bedrijf van de installaties worden ook gegevens over lozingen gerapporteerd; dit kunnen zowel lozingen naar lucht als naar water zijn. Aan de hand van deze gegevens is soms een nog nauwkeurigere schatting van de dosis te maken. Deze schattingen kunnen van jaar tot jaar veranderen, omdat bijvoorbeeld de productie niet constant is, of omdat er veranderingen in de techniek plaatsvinden.

Enkele bedrijven rapporteren uitkomsten van metingen aan het bevoegd gezag (tegenwoordig de ANVS), die worden uitgevoerd in het milieu rondom de nucleaire installatie. Hiervoor worden bijvoorbeeld lucht- en watermonsters geanalyseerd, die op verschillende locaties en met verschillende afstanden tot de nucleaire installaties zijn genomen. Bij de kerncentrale Borssele (KCB) worden monsters genomen tot op 10 km afstand [48, 49]. Het RIVM controleert eenmaal per jaar de maandelijkse metingen die de KCB in de directe omgeving van de centrale laat uitvoeren. Hiervoor worden gras-, zeewier-, sediment- en watermonsters geanalyseerd, die op verschillende locaties zijn genomen [50-52]. In deze monsters wordt geen radioactiviteit gevonden als gevolg van de bedrijfsvoering van de kerncentrale.

De bedrijfsvoering van nucleaire installaties in het buitenland kan ook invloed hebben op de radioactiviteit die Nederland binnenkomt. Dit gebeurt voornamelijk door lozingen naar water dat vervolgens naar Nederland stroomt, bijvoorbeeld via de Rijn bij Lobith, via de Maas bij Eijsden en op de Westerschelde. De gegevens van radioactiviteit in het oppervlaktewater en in het mariene milieu zijn deel van het meetprogramma van Rijkswaterstaat (www.waterinfo.nl). De Europese Commissie heeft een uitgebreide schatting van de dosis als gevolg van lozingen uit alle kerncentrales in de Europese Unie gepubliceerd. Het meest recente rapport is publicatie RP176 [53] uit 2013, die gaat over de jaren 2004 en 2008 en waar gebruik van PC-CREAM 08 [54] voor de dosisschatting wordt gemaakt.

³ Op 1 januari 2024 is de Omgevingswet (Wet van 23 maart 2016, houdende regels over het beschermen en benutten van de fysieke leefomgeving) in werking getreden. De veranderingen zijn voornamelijk procedureel van aard: de inhoudelijke veranderingen ten opzichte van de Milieu Effect Rapportage zijn beperkt gebleven.

De effectieve dosis buiten de inrichtingsgrenzen van bedrijven is opgebouwd uit een combinatie van verschillende blootstellingsroutes die als volgt en met voorbeelden zijn samen te vatten:

- Blootstelling door externe straling in de nabijheid van de nucleaire installatie. Deze nemen we volgens de afbakening (zie paragraaf 2.5) niet mee in de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking.
- Blootstelling door lozing van radioactieve stoffen in de lucht. De stoffen kunnen direct blootstelling geven tijdens hun verblijf in de lucht, kunnen ingeademd worden en kunnen op het oppervlakte van de aarde terechtkomen (depositie). In het geval van depositie van radioactieve stoffen op de bodem en opname van die stoffen in de bodem, kan niet alleen externe straling vanuit de bodem tot een dosis leiden, maar ook opname van radioactiviteit in landbouwproducten. Ook vee kan radioactieve stoffen opnemen, door bijvoorbeeld de ingestie van gras of veevoer (zoals hooi) dat radioactieve stoffen bevat.
- Blootstelling door lozing van radioactieve stoffen in het water. Ingestie van vlees of groenten van dieren of planten die via het water radioactieve stoffen opgenomen hebben, kan leiden tot inwendige besmetting⁴.

Om een schatting van de dosis door lozingen te kunnen geven, worden verschillende benaderingen gebruikt. De berekening van de effectieve dosis die ontvangen kan worden door de lozing naar lucht of naar water, via consumptie van voedsel, is bijvoorbeeld op verschillende afstanden van het lozingspunt te berekenen. Voor lozing via de lucht kan een maximale blootstelling worden berekend. Dit kan bijvoorbeeld zijn op de locatie waar de concentratie van radioactieve stoffen in de lucht maximaal is, dus in de nabijheid van de nucleaire installatie, maar niet noodzakelijk op de terreingrens.

Men kan in sommige gevallen de effectieve dosis berekenen op basis van de lozingen volgens de normale bedrijfsvoering van de nucleaire installatie. In dit geval wordt deze geschatte dosis in dit hoofdstuk als 'normaal bedrijf' aangemerkt. Het kan dan beschouwd worden als representatief voor de effectieve dosis door de normale bedrijfsvoering. Dat geldt zowel voor lozingen in het verleden, als voor de toekomst, onder de vigerende vergunning. Men kan ook effectieve dosis berekenen op basis van de hoogst toegestane lozing volgens de vigerende vergunning. In dat geval wordt deze geschatte dosis in dit hoofdstuk als 'maximaal vergund' aangemerkt. Als er geen overschrijdingen van de vergunning zijn, zoals bij normaal bedrijf, dan zal de daadwerkelijke effectieve dosis kleiner zijn dan deze 'maximaal vergunde' dosis.

De methoden en parameters die voor het bepalen van de dosis gebruikt worden, kunnen in de tijd veranderen, bijvoorbeeld vanwege voortschrijdend inzicht.

⁴ Het drinken van radioactief besmet water komt praktisch niet voor, als deze in het milieu onder vergunning geloosd wordt. Dat zou uitsluitend kunnen plaatsvinden indien drinkwater direct bij het lozingspunt gewonnen wordt. Het lozingspunt kan bijvoorbeeld een pijp zijn die in zee enkele kilometers vanaf de kust loost, of de lozing kan op het riool plaatsvinden.

Een voorbeeld hiervan is het concept van 'kritieke groep', dat in de wetgeving niet langer gebruikt wordt. Dit is vervangen door de 'representatieve persoon' (paragraaf 2.6).

Voor de schattingen van de effectieve dosis die in dit hoofdstuk gerapporteerd worden, kan het voorkomen dat rapporten en documenten, die wel een integraal deel van de op 1 maart 2024 vigerende vergunningen zijn, gebruikmaken van methoden en concepten die in het verleden leidend waren. Deze zijn door de vergunnende instantie nog steeds als relevant beschouwd op de datum van de vergunningverlening.

Ook zijn er verschillende schattingen van de effectieve dosis op basis van dezelfde lozingen te vinden in de literatuur. Dit komt doordat de methoden en parameters die gebruikt worden, bij voortschrijdend inzicht kunnen veranderen. Een voorbeeld van 'een dergelijk voortschrijdend inzicht is de wijziging van dosisconversiecoëfficiënten voor enkele nucliden in 2012 in ICRP 119 [29]. De verschillen met eerdere waarden zijn echter meestal verwaarloosbaar. Soms wordt in de geraadpleegde documenten de effectieve dosis niet onderscheiden van de meer algemene term 'dosis'. Als vanuit de beschrijving in de literatuur niet duidelijk is of de effectieve dosis bedoeld wordt, bijvoorbeeld in het geval dat ook externe straling deel van de schatting van de dosis is, dan wordt in dit hoofdstuk de gebruikte term uit het brondocument overgenomen.

3.4 Stralingsdosis door nucleaire installaties in Nederland

3.4.1 Kerncentrale Borssele (KCB)

De kerncentrale Borssele loost naar water in de Westerschelde. Voor de KCB zijn dosiswaarden door lozingen naar lucht en water geschat en gerapporteerd in de Milieu Effect Rapportage (MER) van KCB van 2010 [55]. In het kader van het OSPAR-verdrag⁵ heeft het RIVM in opdracht van de ANVS ook dosisberekeningen uitgevoerd als gevolg van de door KCB gerapporteerde lozingen naar water [7, 48, 56-58]. De berekeningen bestrijken de periode 1998-2019. Daarnaast zijn schattingen van de effectieve dosis gepubliceerd door de Europese Commissie in RP176 [53] waar gebruik is gemaakt van PC-CREAM 08 [54].

Dosisschattingen uit MER rapport 2010

In het MER-rapport [55] zijn effectieve doses berekend voor de representatieve persoon op basis van de gemiddelde en maximale lozingen over de periode 2000-2009. De gemiddelde effectieve dosis was $2,2 \times 10^{-2}$ microSv per jaar en de maximale effectieve dosis was $3,8 \times 10^{-2}$ microSv/j (in tabel 5.8.1 van [55]).

Deze waarden zijn de som van de verschillende relevante belastingpaden die hieronder verder worden toegelicht.

Schattingen gemaakt op basis van de gemiddelde lozing en op basis van de maximale lozing via de lucht, resulteren in een gemiddelde effectieve

⁵ Sinds 1992 doet Nederland met 14 andere landen en de Europese Commissie mee aan de OSPAR-conventie. Deze internationale samenwerking beschermt het milieu van het noordoostelijke deel van de Atlantische Oceaan, waaronder de Noordzee.

dosis van $2,0 \times 10^{-2}$ microSv/j en een maximale effectieve dosis van $2,7 \times 10^{-2}$ microSv/j (Tabel 5.7.1 van [55]).

Deze getallen bestaan uit de som van de blootstellingswegen ingestie en externe bestraling door de gedeponeerde activiteit, berekend over de periode 2000-2009.

Ook worden schattingen gegeven op basis van de gemiddelde lozing en op basis van de maximale lozing via de lucht, uitsluitend voor de blootstellingswegen inhalatie en externe straling vanuit de pluim. Deze bedragen respectievelijk $2,8 \times 10^{-3}$ en $9,4 \times 10^{-3}$ microSv/j en zijn eveneens berekend over de periode 2000-2009 (Tabel 5.5.1 van [55]).

Bij de gemiddelde consumptie van vis, schelp- en schaaldieren uit de Zeeuwse kustwateren wordt op basis van zowel het gemiddelde als de maximale lozing naar water, de dosis berekend als respectievelijk $1,8 \times 10^{-5}$ en $3,2 \times 10^{-5}$ microSv/j (Tabel 5.8.1 van [55]).

Een samenvatting van de berekende dosiswaarden in de MER [55] is in Tabel 3.1 gegeven. In deze tabel is de hoogste schatting van de totale dosis $3,8 \times 10^{-2}$ microSv/j op basis van de maximale lozing.

Tabel 3.1 Samenvatting van de berekende dosiswaarden voor lozingen van KCB, zoals vermeld in het MER-rapport uit 2010 [55].

Belastingpad	Dosis o.b.v. gemiddelde lozing over 2000-2009 (microSv/j)	Dosis o.b.v. maximale lozing (microSv/j)	Meest belastende nucliden (waar relevant)
Luchtlozing (inhalatie en pluim)	$2,8 \times 10^{-3}$	$9,4 \times 10^{-3}$	Edelgasen
Luchtlozing (inwendig en externe straling uit bodem)	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,7 \times 10^{-2}$	Co-60, H-3, I-131, C-14
Waterlozingen	$1,8 \times 10^{-5}$	$3,2 \times 10^{-5}$	Co-60
Totaal (afgerond)	$2,2 \times 10^{-2}$	$3,8 \times 10^{-2}$	

Dosisschattingen van waterlozingen in OSPAR rapporten

De doses door lozingen naar water door de KCB zijn in het kader van het OSPAR-verdrag uitgevoerd door het RIVM [7, 48, 56-58]. De berekeningen zijn gedaan volgens dezelfde methode als de berekeningen voor het MER-rapport [55] en bestrijken de periode 1998-2019.

Het achterliggende model beschreven in een NRG-rapport uit 1999 [59], maakt gebruik van locatie-specifieke factoren die, voor de kritieke groep, voor de meest relevante nucliden berekend worden. De ingestie is berekend met behulp van een compartimentenmodel, waar uitsluitend de vier compartimenten Westerschelde, Oosterschelde, België-Westkapelle en Westkapelle-Rotterdam gebruikt worden.

Dit leidt tot een overschatting van de ingestie, en dus van de dosis, omdat verondersteld wordt dat de gehele relevante consumptie door de referentiegroep uit deze compartimenten afkomstig is, terwijl bijvoorbeeld niet genoeg vangst voor de hele referentiegroep beschikbaar kan zijn.

Het RIVM heeft aan dit model schattingen toegevoegd voor meerdere nucliden die ook geloosd worden, waarbij de geschatte dosis 11 procent hoger is, gemiddeld over de periode 1998-2019, dan de schatting die uitsluitend met de nucliden uit het genoemde NRG rapport [59] wordt berekend. De effectieve doses die het RIVM heeft berekend zijn variëren tussen een minimum van $1,5 \times 10^{-6}$ microSv/j in het jaar 2014 tot een maximum van $1,6 \times 10^{-5}$ microSv/j in het jaar 2001 [7, 48, 56-58]. De variabiliteit van de lozingen komt bijvoorbeeld door werkzaamheden of een langdurige bedrijfsstop.

Dosis-schattingen in rapport van Europese Commissie

De Europese Commissie heeft in 2013 de effectieve dosis berekend voor de representatieve persoon, die het gevolg is van lozingen van alle kerncentrales in de EU tezamen voor de jaren 2004 en 2008. Dit is gepubliceerd in de RP176 [53]. Voor de berekening is het model PC-CREAM 08 gebruikt [54]. In RP176 is voor KCB de effectieve dosis door lozingen naar de atmosfeer berekend voor volwassen leden van de kritieke groep als $2,2 \times 10^{-1}$ microSv/j in 2004 en $2,7 \times 10^{-1}$ microSv/j in 2008 op 500 m afstand van de kerncentrale. Op 5 km afstand is de berekende dosis $3,0 \times 10^{-2}$ microSv/j in 2004 en $3,8 \times 10^{-2}$ microSv/j in 2008. Deze waarden zijn vergelijkbaar met de berekeningen gerapporteerd in de MER [55] (Tabel 3.1).

In Tabel 3.2 staan de verschillende hierboven genoemde schattingen in de OSPAR en RP176 rapportages samengevat. De hoogste totale effectieve dosis voor de representatieve persoon komt uit de RP176 rapportage. Deze is berekend voor 2008 en is $2,7 \times 10^{-1}$ microSv/j op 500 m afstand.

Er zijn ook andere schattingen beschikbaar met andere uitgangspunten. Een effectieve dosis van $3,8 \times 10^{-2}$ microSv/j komt zowel uit MER-berekening voor de maximale lozing [55] als uit de berekening door de Europese commissie op 5 km afstand [53]. De resultaten van verschillende dosisberekeningen voor lozingen uit KCB staan samengevat in Tabel 3.1 en Tabel 3.2 en zijn lager dan 1 microSv/j.

Tabel 3.2 Samenvatting van dosiswaarden door lozingen van KCB berekend in OSPAR documenten [7, 48, 56-58] en in het RP176 rapport van de Europese commissie (RP176) [53].

Bron	Belastingpad	Effectieve dosis (microSv/j)
OSPAR (RIVM)	Water (periode 1998-2019)	minimum $1,5 \times 10^{-6}$ (jaar 2004)
		maximum $1,6 \times 10^{-5}$ (jaar 2001)
RP176	Lucht (dosis op 500 m afstand)	$2,2 \times 10^{-1}$ (jaar 2004)
		$2,7 \times 10^{-1}$ (jaar 2008)
RP176	Lucht (dosis op 5 km afstand)	$3,0 \times 10^{-2}$ (jaar 2004)
		$3,8 \times 10^{-2}$ (jaar 2008)

3.4.2

Hoge Flux Reactor (HFR) en overige nucleaire installaties in Petten

Voor de lozing van vloeibaar radioactief afval door de nucleaire installaties in Petten wordt gebruikgemaakt van een daartoe bestemde pijpleiding. Deze pijpleiding loopt vanuit het 'Decontamination and

Waste Treatment'-gebouw en loost op een afstand van ongeveer 4 km uit de kust in de Noordzee.

Dosisberekeningen Veiligheidsrapport Petten

In het Veiligheidsrapport Petten van 2019 [60] wordt de maximale effectieve volgdosis per jaar door de vergunde lozing [61] in de Noordzee berekend op 0,04 microSv/j. De effectieve dosis per jaar bij lozingen in lucht ter grootte van de lozingslimiet is maximaal 1,6 microSv/j.

Vergelijking van veiligheidsrapport Petten met eerdere berekeningen

In 1997 heeft het RIVM een schatting gemaakt op basis van de toen vergunde lozingen [62]. Daarin werd de totale dosis voor een referentiepersoon door de toen vergunde lozingen naar lucht geschat op circa 10 microSv/j in een duingebied direct grenzend aan het terrein. Een schatting van de dosis voor een referentiepersoon op basis van de reële luchtlozingen, zoals deze geschat zijn op basis van verschillende nucleaire installaties binnen het terrein over verschillende jaren, is 3 microSv/j. Gezien de geografische spreiding over het totale bedrijventerrein is een maximum dosis aan de terreingrens van circa 1 microSv/j te verwachten [62].

De dosis door de maximaal vergunde lozing in zee bedraagt circa 0,1 microSv/j [62]. Ook is het uitgangspunt van het RIVM-rapport anders dan het Petten-rapport van 2019 [60]. Omdat de vergunde lozing veranderd is, wordt in het Veiligheidsrapport Petten van 2019 [60] expliciet genoemd dat de in [60] gevolgde rekenmethode door de conclusie van RIVM in 1997 ondersteund wordt en dat de resultaten in grote lijnen overeenkomen.

Dosisberekeningen op basis van gerapporteerde lozingen

Het RIVM heeft ook dosisberekeningen uitgevoerd als gevolg van de gerapporteerde lozingen van Petten naar water, vanaf het jaar 1998 tot het jaar 2019, met een model dat gebaseerd is op een compartimentmodel ontwikkeld door Van Hienen et al. [43]. De RIVM-berekeningen zijn uitgevoerd in opdracht van de ANVS in het kader van het OSPAR-verdrag.

De uitkomsten van de dosisberekeningen variëren tussen een minimum van $2,1 \times 10^{-4}$ microSv/j in het jaar 2018 en een maximum van $9,4 \times 10^{-3}$ microSv/j in het jaar 2007 [7, 48, 56-58]. Deze doses zijn dus lager dan de dosis die berekend is op basis van de maximale vergunde lozing van 4×10^{-2} microSv/j [60]. De lozingen zijn niet van jaar tot jaar constant. Oorzaken daarvoor zijn bijvoorbeeld werkzaamheden of een bedrijfsstop.

De verschillende dosisberekeningen voor de lozingen uit de Hoge Flux Reactor (HFR) in Petten en overige nucleaire installaties op het terrein in Petten, zoals in de vigerende vergunning vergund zijn, kunnen samengevat worden als kleiner dan 2 microSv/j.

3.4.3

COVRA (Centrale Organisatie Voor Radioactief Afval)

Op het terrein van COVRA staan meerdere gebouwen. Voor de straling door lozingen naar lucht en water speelt alleen het afvalverwerkingsgebouw (AVG) een rol [63]. De totale maximale jaardosis door emissies naar de lucht vanuit het AVG is circa 0,05

microSv/j binnen het haven- en industriegebied Vlissingen-Oost en circa 0,01 microSv/j buiten dit industriegebied [63].

De COVRA loost in de Westerschelde. Lozingen naar water vinden alleen plaats vanuit het AVG. De emissies via het afvalwater dat vanuit het AVG na zuivering wordt geloosd op de Westerschelde zijn nog vele malen kleiner dan de emissies naar de lucht. De maximale individuele effectieve jaardosis door de lozingen naar water bedraagt $2,6 \times 10^{-5}$ microSv/j [63-65].

In de revisievergunning [64] wordt vermeld dat, door de capaciteitsuitbreiding van de COVRA, er geen veranderingen te verwachten zijn aan de hoeveelheid afval die jaarlijks in het AVG wordt verwerkt en de manier waarop dat gebeurt. En dus ook niet aan de lozingen en de gevolgen hiervan. De dosis door lozingen uit COVRA kan, samenvattend, beschreven worden als kleiner dan 0,1 microSv/j.

3.4.4 Hoger Onderwijs Reactor (HOR) in Delft

Alle lozingen naar de lucht van de HOR vinden, bij een normaal bedrijf, via een ventilatieschacht van 60 m hoog plaats (paragraaf 6.2.6 in [66]). Lozingen naar lucht met een omvang van de vergunde limieten zouden een dosis kunnen veroorzaken van minder dan 0,4 microSv/j voor een volwassene die voortdurend nabij de terreingrens van de inrichting verblijft (paragraaf 6.2.6 in [66]). De lozingen naar water bereiken de Noordzee via het riool van de gemeente Delft en de zuiveringsinstallatie te 's-Gravenhage (paragraaf 6.2.8 [66]). Lozingen naar het riool op basis van de vergunde limieten zouden een dosis kunnen veroorzaken van ten hoogste ongeveer 0,016 microSv/j [67].

Op jaarbasis wordt minder dan 1 TBq van het radionuclide Ar-41 naar lucht geloosd. Berekeningen [43] geven aan dat de maximale individuele dosis als gevolg daarvan 0,01 microSv/j bedraagt. Voor Ar-41 zou een lozing van 37 TBq/j mogelijk zijn⁶, en dat zou een berekende maximale individuele dosis van 0,3 microSv/j geven [66]. De lozingen van andere radioactieve edelgassen zijn niet afzonderlijk berekend, maar bedragen slechts een geringe fractie van de lozingen van Ar-41. De lozing van halogenen (op basis van metingen van I-131 en I-133) geeft een berekende maximale dosis van 1×10^{-5} microSv/j. De berekende lozing van tritium is 1 GBq/j en deze lozing geeft een berekende maximale individuele dosis van 3×10^{-5} microSv/j. Een betrouwbare schatting van de lozingen van C-14 ontbreekt. Als de aanname wordt gedaan dat de lozing van C-14 van dezelfde orde van grootte is als de lozing van tritium, dan zou de maximale individuele dosis ook in dezelfde orde van grootte (3×10^{-5} microSv/j) liggen [66].

In het geval dat de hele maximale vergunde luchtlozing van 3,7 GBq/j van kunstmatige bètastralers geheel uit Cs-137 zou bestaan, wordt een maximale individuele dosis berekend van 0,4 microSv/j [66]. De maximale activiteitsconcentratie en de maximale effectieve dosis worden volgens modelberekening bereikt op circa 0,8 km ten noordoosten van het HOR, waar zich een groot knooppunt van autowegen bevindt [66].

⁶ Uit HOR-MER 1995 paragraaf 6.25 volgt dat voor Ar-41 (limiet $3,7 \times 10^4$ Bq/m³ gemiddeld over 1 uur), een totale lozing per jaar van 37 TBq mogelijk zou zijn.

Tabel 3.3 geeft een samenvatting van de luchtlozingen van Tabel 6.2 uit de MER van de Hoger Onderwijs Reactor [66] en van bovenstaande tekst.

Tabel 3.3 Overzicht van maximale individuele dosiswaarden voor de representatieve persoon, door lozingen in lucht van de Hoger Onderwijs Reactor in Delft. De gegevens zijn ontleend aan de MER uit 1995 [66].

Nuclide	Geloosde activiteit naar lucht (Bq/j)	Maximale Individuele Dosis (microSv/j)	Maximale dosis (microSv/j) op basis van maximale mogelijke lozing (GBq/j)
Ar-41	$< 10^{12}$	0,01	0,3 microSv/j - 3700 GBq/j
H-3	10^9	1×10^{-5}	-
I-131	10^6	3×10^{-5}	-
Cs-137	-	-	0,4 microSv/j - 3,7 GBq/j

De maximale individuele jaardosis als gevolg van de geschatte jaarlijkse lozingen naar lucht voor de meest kritieke groep is in een rapport van Hienen et al. uit 1990, geschat op $8,6 \times 10^{-3}$ microSv/j [43]. De verschillende dosisberekeningen voor lozingen uit de HOR zijn lager dan 1 microSv/j.

3.4.5 Urenco Nederland

De maximale effectieve dosis die een persoon kan ontvangen volgens de vergunning van Urenco Nederland is 2,4 microSv/j. Dit is opgebouwd uit 0,7 microSv/j door luchtlozing en 1,7 microSv/j door waterlozingen [68]. In de praktijk is de dosis voor een representatieve persoon lager dan 1 microSv per jaar [68].

De dosis naar aanleiding van lozingen naar lucht wordt voor ongeveer 98 procent bepaald door Rn-220, dat kan vrijkomen bij de verwerking van 'reprocessed' feed materiaal. Feed materiaal is uranium dat het proces van verrijking doormaakt. Het feed materiaal bestaat voornamelijk uit natuurlijk uranium, maar een percentage ervan is afkomstig uit opwerking (of reprocessing). De resulterende maximale effectieve doses buiten de inrichtingsgrens voor de representatieve persoon bedraagt maximaal 0,4 microSv/jaar voor volwassenen en 0,5 microSv/jaar voor kinderen [68].

De op het riool geloosde radioactiviteit zal niet direct de bevolking bereiken. Dat zal alleen het geval zijn bij langdurig circuleren van de radionucliden en verspreiding van de radioactiviteit in het milieu, waardoor het bijvoorbeeld ook in de voedselketen kan terechtkomen. De maximale vergunde dosis (de dosis die in de vergunning is verleend) door lozing naar water is 1,7 microSv/jaar [68].

De hoogste berekende dosis als gevolg van de werkelijke lozingen naar water over de periode 2016 tot 2020 is 0,04 microSv/jaar [69].

De dosis door lozingen uit Urenco Nederland kan, samenvattend, beschreven worden als zijnde lager dan 3 microSv/j.

3.4.6 Kerncentrale Dodewaard

De kerncentrale Dodewaard (KCD) is in maart 1997 buiten werking gesteld. Op 9 april 2003 is de laatste splijtstof afgevoerd. De sluiting

van een kerninstallatie betekent niet per se dat er na de sluiting geen stralingsdosis meer wordt ontvangen. Dat is omdat er activiteiten kunnen plaatsvinden die met de sluiting verband houden waarbij nog lozingen ontstaan, bijvoorbeeld bij ontmanteling.

Vanaf 1 april 2005 is KCD in de fase van veilige insluiting. De vergunning voor veilige insluiting is verleend op 1 mei 2002 [70]. In 2010 [71] is de vergunning voor lozingen van C-14 in ventilatielucht ingetrokken, omdat deze in de loop der tijd zo sterk afgenomen zijn, dat ze niet meer waarneembaar zijn.

In RP176 [53] is de effectieve dosis uit lozingen naar lucht voor Dodewaard voor het jaar 2004 berekend op 4.3×10^{-5} microSv/j op 500 m afstand en 1.8×10^{-5} microSv/j op 5 km afstand (Tabel B4 in RP176 [53]). Voor een volwassene die naast de Waal bij Dodewaard woont, is de dosis 3.1×10^{-1} microSv/j in 2004 en 1.3×10^{-1} microSv/j in 2008 (Tabel C2 in RP176 [53]). Dit is inclusief de dosis veroorzaakt door bovenstroomse, buitenlandse lozingen, zoals beschreven in paragraaf 3.5.

Tijdens de fase van veilige insluiting is de maximale individuele dosis door de kerninstallatie berekend op 4×10^{-1} microSv/j, op basis van de maximale vergunde lozing van radioactieve stoffen in de lucht per kalenderjaar. De maximale vergunde lozing is 1 GBq voor aerosolen, 50 GBq voor C-14 en van 2 TBq voor tritium als HTO [71].

Afvalwaterlozingen zijn vanaf mei 2005 gestopt en zijn tijdens de wachttijd tot aan de sloop niet vergund. De emissies naar water tot die periode worden veroorzaakt door waswater van onderhoudswerkzaamheden. Potentieel radioactief besmet afvalwater van deze werkzaamheden wordt tijdens de wachttijd opgevangen in tanks. Hiervoor zijn twee nieuwe opslagtanks geïnstalleerd met een capaciteit van ongeveer 4.000 liter. Het afvalwater uit de tanks wordt naar COVRA afgevoerd.

De dosis door lozingen uit KCD in de huidige fase van veilige insluiting kan, samenvattend, beschreven worden als zijnde lager dan 1 microSv/j.

3.4.7

Samenvatting nucleaire installaties in Nederland

In Tabel 3.4 is een samenvatting gegeven van de schattingen van de individuele dosis door de lozingen naar lucht en water van de zes nucleaire installaties in Nederland. De schatting van de maximale individuele dosis is voor ieder installatie afzonderlijk lager dan 3 microSv/j.

Tabel 3.4 Overzicht van de individuele dosisschattingen door lozingen naar lucht en water door de zes nucleaire installaties in Nederland. Voor iedere afzonderlijke installatie bedraagt deze minder dan 3 microSv/j.

Nucleaire installatie	Maximale berekende dosis (microSv/j)	Aanname voor de maximale berekende dosis	Berekende dosis o.b.v. andere aannamen (microSv/j)	Korte beschrijving bij berekende dosis o.b.v. andere aannamen	Samenvatting van de dosis door lozingen (microSv/j)
KCB	$2,7 \times 10^{-1}$	op 500 m afstand	$3,8 \times 10^{-2}$	op basis van max vergund	< 1
HFR	$1,64 \times 10^0$				< 2
COVRA	5×10^{-2}	binnen haven- en industriegebied	1×10^{-2}	buiten haven- en industriegebied	< 0,1
HOR	4×10^{-1}	lozing volledig bestaand uit Cs-137	1×10^{-2}	jaarlijkse Ar-41 lozing (<1 TBq)	< 1
URENCO	$2,4 \times 10^0$	totaal max. vergund (0,7 microSv/j lucht + 1,7 microSv/j water)	$4,4 \times 10^{-1}$	op basis van lozingen 2016-2020	< 3
KCD	4×10^{-1}	maximaal vergund naar lucht			< 1

3.4.8

Gemiddelde effectieve dosis door nucleaire installaties in Nederland

De dosisgegevens die in dit hoofdstuk gegeven worden, zijn maximale individuele doses. De gemiddelde effectieve dosis per lid van de bevolking door luchtlozingen van alle nucleaire installaties in Nederland, is in een eerdere publicatie van Eleveld uit 2003 geschat op 3×10^{-4} microSv/j [2]. Dit is gebaseerd op een wetenschappelijk artikel uit 1998 van Janssen et al. [72]. In dezelfde publicaties wordt gesteld dat de gemiddelde effectieve dosis door lozingen naar water nog lager is.

De gemiddelde effectieve dosis is meerdere ordes van grootte kleiner dan de maximale individuele dosiswaarden. De uitgangspunten waarop de schatting van de gemiddelde effectieve dosis destijds zijn gebaseerd, zoals de omvang van de lozingen en de luchtverspreidingsmodellen, zijn nog steeds als representatief voor de huidige situatie te beschouwen.

De bijdrage van de nucleaire industrie aan de gemiddelde effectieve jaardosis voor leden van de bevolking is (veel) lager dan 0,1 microSv per jaar.

3.5

Stralingsdosis als gevolg van lozingen door nucleaire installaties in het buitenland

In het Euratom verdrag uit 1957 [73] is afgesproken dat alle lidstaten voortdurend controle uitoefenen op de radioactiviteit in de lucht, het water en de bodem, en hierover rapporteren (artikel 35 en 36 [73]) aan

de Europese Commissie. In 2000 deed de Commissie van de Europese Gemeenschappen een aanbeveling voor de controle op omgevingsradioactiviteit [74]. Hierin is ook de bemonstering van onder andere oppervlaktewater, drinkwater, melk en voedsel beschreven. Het gaat daarbij grotendeels om de rapportage van kunstmatige radionucliden zoals Cs-137 en Sr-90.

In samenwerking met Rijkswaterstaat (RWS), dat de metingen uitvoert (rws.waterinfo.nl), rapporteert het RIVM namens Nederland aan de Europese Commissie over radioactiviteit in oppervlaktewater van binnenlandse wateren en kustwateren. Rijkswaterstaat meet de radioactiviteit in oppervlaktewater van binnenlandse wateren en kustwateren verschillende vaste locaties en in een vaste frequentie per jaar [48, 75, 76]. Ook neemt Rijkswaterstaat monsters van mosselen, oesters en vissen op een aantal locaties en voert metingen uit van radioactiviteit daarin [45]. EURATOM onderneemt missies voor de naleving aan artikel 35 van de milieumonitoring van de lidstaten. Voor Nederland bijvoorbeeld zijn er EURATOM-missies in 2017 en 2022 uitgevoerd [77, 78].

Lozingen naar water uit het buitenland bereiken Nederland via bijvoorbeeld de Rijn bij Lobith, via de Maas bij Eijsden en via de Schelde bij Schaar van Ouden Doel. RWS heeft historische meetresultaten beschikbaar. Metingen die tot dertig jaar teruggaan, zijn direct via een website beschikbaar. Historische lozingen van kerncentrales in regulier bedrijf zijn beschikbaar vanaf het jaar 1995 (via de RADD-website voor de EU en via de OSPAR-website voor Zwitserland).

Als illustratie worden in Figuur 3.2 de metingen van Cs-137 in zwevend stof getoond, op de drie hierboven genoemde locaties, samen met de door de kerncentrales gerapporteerde lozingen. De variatie in de lozingen van jaar tot jaar komt bijvoorbeeld door werkzaamheden of een langdurige bedrijfsstop. Sinds het Tsjernobyl-incident van 1986 is er ook een continue, afnemende afwatering (run-off, wash-off) van radionucliden afkomstig van dit incident vanuit de oevers naar de rivieren. Vanwege het radioactief verval van Cs-137 sinds 1986, is er dus ook een gerelateerde afname van dit nuclide in oppervlaktewateren. Een artikel van Konoplev et al. uit 2021 [79] geeft een voorbeeld van afwatering vanuit de oevers in rivieren.

De individuele dosis voor representatieve personen in de kustgebieden in het Rijn-Maas-Scheldegebied door alle lozingen, dus ook die uit het buitenland, is in RP176 [53] berekend voor inwoners van de kustgebieden, inclusief bijdragen van zowel bronnen op het land als op de kust met gebruik van het model PC-CREAM 08 [53].

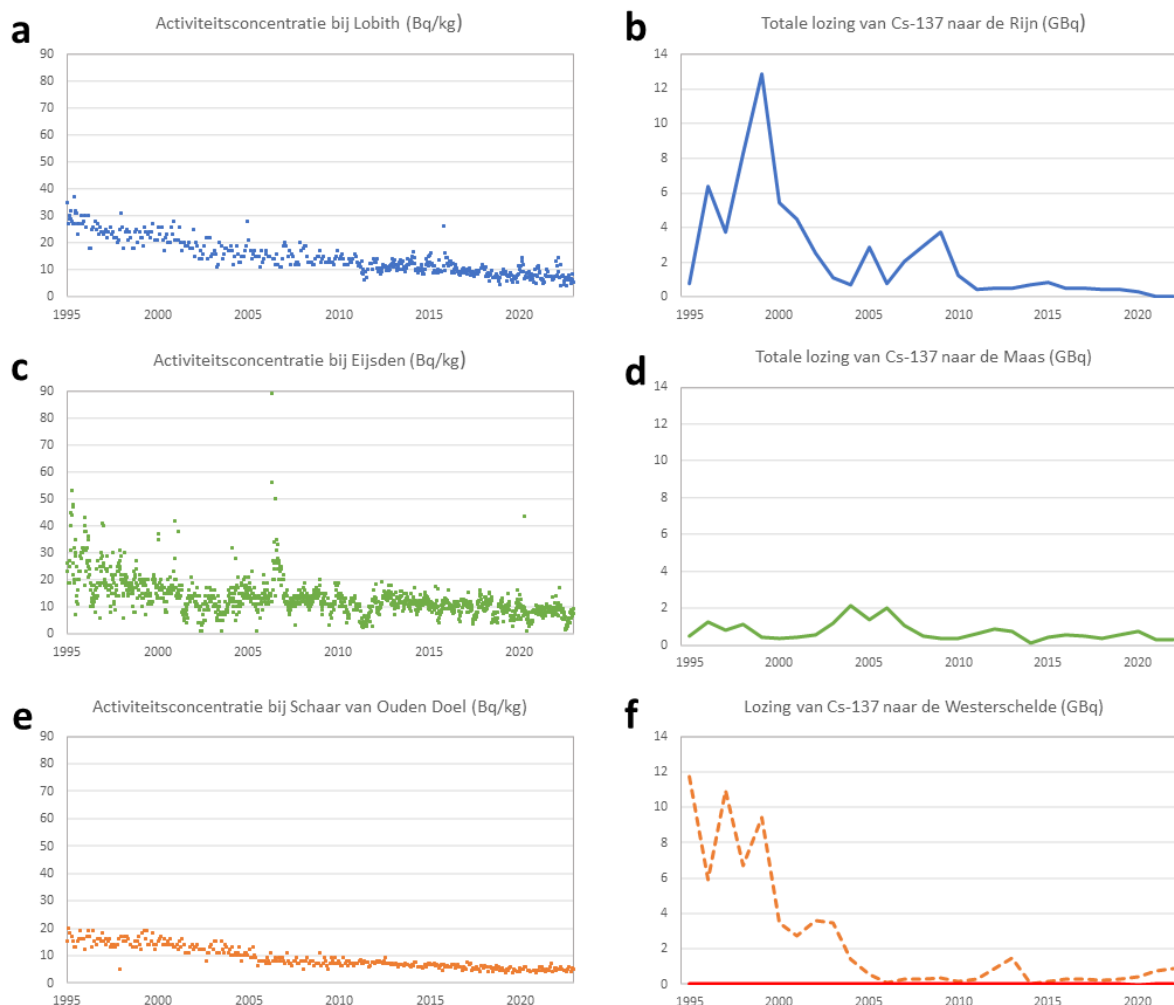
De resultaten staan in Tabel C3 van RP176 en zijn respectievelijk 1,5 en 1,3 microSv/j voor de jaren 2004 en 2008. Een groot deel van de (buitenlandse) nucleaire installaties, in het bijzonder de installaties die direct op de Rijn lozen, is inmiddels gesloten (zie Tabel 3.5).

De activiteitsconcentratie van Cs-137 in zwevend stof in oppervlaktewater in Nederland is getoond in Figuur 3.2. De afname hiervan in de Rijn bij Lobith (Figuur 3.2a en b), in de Maas (Figuur 3.2c en d) en in de Westerschelde (Figuur 3.2e en f) van 1995 tot en met 2022, is in verband te brengen met de progressieve sluiting van kerncentrales. De sluiting van kerncentrales gaat in het algemeen

samen met een afname van de activiteitsconcentratie van radionucliden en dus ook met een dosisafname. De individuele dosis voor inwoners van de delta van het Rijn-Maas-Scheldegebied van 1,3 microSv/j uit de RP176 is nu daarom naar verwachting, vijftien jaar later, nog lager.

Tabel 3.5 Nucleaire installaties die naar de Maas, de Westerschelde, en de Rijn (zowel stroomafwaarts als stroomopwaarts van Lobith) lozen, direct of indirect door een zijrivier. In het geval dat verschillende units op dezelfde locatie op een verschillend moment gereed of gesloten waren, is er meer dan één jaargetal in de tabel weergegeven.

Land	Naam	Beginjaar	Eindjaar	Rivier
NL	Dodewaard	1969	1997	Rijn (stroomafwaarts van Lobith)
NL	KCB	1973		Westerschelde
B	Doel 1, 2, 4	1974 - 1985		Westerschelde
B	Doel 3	1982	2022	Westerschelde
D	Philippsburg	1979-1984	2011-2019	Rijn
D	Mulheim-Karlich	1986	1988	Rijn
D	Neckarwestheim	1976-1989	2011-2023	Neckar
D	Obrigheim	1968	2005	Neckar
D	Grafenrheinfeld	1981	2015	Main
D	Kahl	1962	1985	Main
F	Fessenheim	1977	2020	Rijn
F	Cattenom	1986-1987-1990-1991		Moesel
CH	Leibstadt	1984		Rijn
CH	Mühleberg	1971	2019	Aare
CH	Goesgen	1979		Aare
CH	Beznau	1969-1971		Aare
CH	ZWILAG facility in Würenlingen	2005		Aare
B	Tihange	1975-1982-1985		Maas
F	Chooz	2000		Maas



Figuur 3.2 Ontwikkeling van de activiteitsconcentratie van Cs-137 in zwevend stof (in Bq/kg) in de Nederlandse rivieren bij binnenkomst in Nederland (bron: Rijkswaterstaat) en van de totale stroomopwaartse lozing van Cs-137 (in GBq per jaar) over de periode van 1995-2022. a) en b) Voor de Rijn bij Lobith, c) en d) voor de Maas bij Eijsden en e) en f) voor de Westerschelde bij Schaar van Ouden Doel. Voor de lozing van Cs-137 naar de Westerschelde zijn de bijdragen opgesplitst in de lozing door Doel (oranje stippellijn) en KCB (rode lijn).

3.6

Conclusies

Lozingen van Nederlandse nucleaire installaties alsmede lozingen van nucleaire installaties in het buitenland kunnen bijdragen aan de stralingsblootstelling van Nederlanders. De maximale individuele doses door lozingen door de zes Nederlandse nucleaire installaties, zijn afzonderlijk allemaal lager dan 3 microSv per jaar. Bovendien is de gemiddelde effectieve dosis per lid van de bevolking door lozingen van de Nederlandse nucleaire installaties bij normaal bedrijf geschat op 3×10^{-4} microSv per jaar, en dus lager dan 0,1 microSv per jaar.

Lozingen door buitenlandse nucleaire installaties veroorzaken verhoogde activiteitsconcentraties van bepaalde radionucliden in de rivieren waarop

het geloosde water uitkomt. Deze activiteit komt vervolgens via de Rijn, de Maas en de Westerschelde Nederland binnen. Daardoor dragen deze lozingen bij aan de individuele dosis voor bewoners in de buurt van de rivieren. Deze maximale individuele dosis bedroeg in 2008 1,3 microSv per jaar voor inwoners van het deltagebied Rijn-Maas.

Door de sluiting van een aantal buitenlandse nucleaire installaties is de activiteitsconcentratie in het Nederlandse rivierwater de afgelopen decennia gedaald, zoals geïllustreerd met de verandering van de activiteitsconcentratie van Cs-137. Naar verwachting is daarmee ook de dosis afgenomen, die leden van de bevolking in Nederland ontvangen ten gevolge van deze lozingen.

4 Procesindustrie

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk geven we een overzicht van de verwachte dosis door lozingen van radioactieve stoffen vanuit de procesindustrie. Ondernemingen in de procesindustrie kunnen materialen bewerken of verwerken die radionucliden van natuurlijke oorsprong bevatten (bijvoorbeeld ertsen). Het werken met deze materialen kan leiden tot lozingen van stoffen met concentraties van natuurlijke radionucliden, waarvan het risico op blootstelling niet verwaarloosbaar is. Zo kunnen de lozingen in het milieu bijdragen aan de dosis voor leden van de bevolking in Nederland. Vanuit de literatuur is bekend dat onder meer olie- en gaswinning, minerale mijnen, maal- en productiewerkzaamheden buiten de nucleaire brandstofcyclus, de productie van zeldzame aardmetalen, kunstmest, fosforgips, thorium, titanium, en productie van keramiek waarin zirkoonzand wordt toegepast, bedrijven zijn die deel uitmaken van de procesindustrie [23]. Lozingen kunnen, afhankelijk van de gebruikte processen, bestaan uit het vrijlaten van gas of aerosoldeeltjes in de atmosfeer (luchtlozingen), of lozingen in oppervlaktewater zoals in rivieren, zeearmen (estuaria) en op zee.

Lozingen van radioactiviteit worden beperkt door de algemeen geldende wetgeving. Het is verboden om radioactieve stoffen te lozen, tenzij de geloosde activiteit per jaar zich onder een bepaalde vrijgavewaarde bevindt [17]. Voor een lozing die hoger uitvalt in activiteit dan de in het Besluit opgenomen vrijgavewaarden kunnen de ondernemingen een vergunning aanvragen bij de ANVS. De ANVS besluit dan of een onderneming toch mag lozen, en onder welke voorwaarden dat gebeurt. In de vergunningplicht zit dus al een voorselectie op basis van een bepaald dosis criterium. We hebben in dit rapport ervoor gekozen om alleen de dosis door lozingen door vergunningplichtige ondernemingen uit de verschillende industrieën (zie Tabel 4.1) te modelleren.

Voor alle niet-vergunningplichtige procesindustrieën nemen we aan dat eventuele dosisbijdragen voor de representatieve persoon niet het dosisniveau van 10 microSv per jaar zullen overschrijden. Daarmee zal ook de gemiddelde dosis voor de bevolking in Nederland ver onder de grens van 10 microSv per jaar liggen (paragraaf 2.5.4).

4.2 Methode

Om de individuele dosis voor de representatieve persoon en gemiddelde doses voor alle inwoners van Nederland door lozingen van radioactieve stoffen door de procesindustrie te bepalen, hebben we een modelmatige berekening gedaan. Het model dat wij gebruiken voor de bepaling van de individuele dosis voor de representatieve persoon is PC-CREAM 08 [54, 80, 81]. Dit model is ontwikkeld door het *United Kingdom Health Security Agency* en wordt door verscheidene internationale instanties gezien als een valide model voor het bepalen van doses door (reguliere) lozingen van radionucliden [82, 83].

Van de industrieën waarvoor wij dosiswaarden hebben bepaald, zijn de lozingscijfers bekend: industrieën zijn verplicht om hun lozingen te rapporteren wanneer zij een vergunning hebben, en/of omdat het aanbevolen of opgelegd wordt door internationale verdragen. Een voorbeeld is het OSPAR-verdrag voor de lozingen van offshore olie- en gasinstallaties (zie bijvoorbeeld [84]).

Lozingscijfers van de industrie zijn verkregen uit een andere publicatie van het RIVM, die een actuele inventarisatie (in 2022) van radioactieve afvalstromen en -lozingen door de procesindustrie bevat [85] en voor de lozingen van offshore olie- en gasinstallaties aangevuld met gegevens afkomstig van OSPAR.

De manier waarop we blootstelling van individuen aan de verspreide radionucliden behandelen, is op conceptueel niveau gelijk aan die zoals gerapporteerd in het eerdere RIVM-rapport van Van der Linden en Siegersma uit 2023 [11]. Delen van dat rapport zijn – aangepast voor de nucliden en lozingsscenario's die relevant zijn voor de procesindustrie – opgenomen als de Bijlagen A-D van het voorliggende rapport. De bijlagen beschrijven het model PC-CREAM 08 en de per lozingscompartiment verschillend gebruikte deelmodellen. Hier vindt de lezer ook beschrijvingen van verspreiding van radionucliden, blootstellingsscenario's, de representatieve persoon en blootstellingsroutes.

De individuele dosis wordt berekend voor de representatieve persoon. Hiervoor wordt door PC-CREAM 08 voor meerdere blootstellingsscenario's de dosis berekend. Daarbij wordt uitgegaan van een constante lozing door de tijd. Het blootstellingsscenario met de hoogste dosis staat dan gelijk aan (het blootstellingsscenario van) de representatieve persoon. Meer informatie over hoe de representatieve persoon gedefinieerd wordt, en hoe de blootstellingsscenario's gedefinieerd worden om tot een representatieve persoon te komen, staat uitgelegd in Bijlage A.2. Een verschil is dat in het voorliggende onderzoek alleen volwassenen werden beschouwd bij de keuze voor de representatieve persoon. De omrekening naar de gemiddelde dosis en de vergelijking met historische data, waren met de gebruikte onderzoeksopzet alleen te voeren met doses voor volwassenen.

De lozingen worden beschreven in paragraaf 4.2.1. De gebruikte modelparameters voor zowel de lozingsscenario's als blootstellingsscenario's zijn terug te lezen in de Bijlagen A-D van dit rapport. De lozingspaden die in PC-CREAM 08 behandeld worden, zijn lucht, waterlopen, en zee.

Voor een schatting van de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking door blootstelling aan de procesindustrie, wordt gebruikgemaakt van een verhoudingsgetal tussen de individuele dosis en de gemiddelde dosis. Deze verhoudingsgetallen zijn voor de relevante nucliden overgenomen uit RIVM-rapportage uit 1999 [86] (met een update uit 2017 [87]). In deze rapportage zijn lozingsgrenswaarden voor allerlei nucliden berekend op basis van dosiscriteria voor zowel de individuele dosis (specifiek de maximale individuele dosis) als de collectieve dosis.

De lozingscriteria zijn bovendien uitgesplitst naar verschillende lozingsscenario's, waarvan degene die corresponderen (op basis van bijvoorbeeld gelijke lozingshoogte, voor luchtlozingen) met de in dit rapport gemodelleerde lozingen kunnen worden gebruikt om de verhoudingsgetallen te berekenen. De verhoudingsgetallen zijn dus nuclide- en lozingsscenariospecifiek. De verhoudingsgetallen waren alleen te bepalen voor volwassenen, gezien de eerdere publicatie geen berekeningen rapporteerde voor andere leeftijdsgroepen.

Een voorbeeldberekening:

In 1999 werd vastgesteld dat voor een lozing van Pb-210 op een rivier het individuele dosiscriterium van 10 microSv/jaar voor de representatieve persoon werd bereikt bij een lozing van 50 GBq/jaar. Het collectieve dosiscriterium van 1 mensSievert/jaar⁷ werd bereikt bij een lozing van 10 GBq/jaar⁸. Een collectief dosiscriterium van 1 mensSievert/jaar staat bij een populatie van 15,8 miljoen mensen (Nederland in 1999, [88]) gelijk aan een gemiddeld individueel dosiscriterium van 0,0634 microSv per jaar per persoon. Voor dit nuclide, met dit lozingsscenario en de gebruikte blootstellingsscenario's is de gemiddelde dosis dus een factor 0,032 keer de individuele dosis (van de representatieve persoon), bij lozing van een bepaalde activiteit.

$$\frac{\text{Gemiddelde dosis}}{\text{Individuele dosis}} = \frac{50 \text{ GBq}}{10 \text{ GBq}} * \frac{0,0634 \text{ microSv per persoon}}{10 \text{ microSv per persoon}} = 0,032.$$

Als bijvoorbeeld uit een berekening voor actuele lozingen van Pb-210 op een rivier een individuele dosis van de representatieve persoon van 8 microSv/jaar komt kunnen we de corresponderende gemiddelde dosis in Nederland als gevolg van deze specifieke lozing schatten op $8 * 0,032 = 0,256$ microSv/jaar.

Bij eerdere onderzoeken naar de gemiddelde stralingsdosis voor de bevolking van Nederland is ook aandacht besteed aan de dosis die komt van de procesindustrie [1, 3, 4, 6]. Een doorrekening naar dosis is (in openbare publicaties) minder vaak gerapporteerd dan de omvang van lozingen door de jaren heen. In dosisberekeningen uit het verleden zijn de gebruikte modellen en onderliggende aannames per publicatie verschillend. De grootheid die in de eerdere publicaties gekozen werd om de individuele dosis te beschrijven, is per publicatie verschillend: het kan de dosis voor de representatieve persoon betreffen, of andere individuele dosisgrootheden als MID, AID, of maximale individuele dosis. Dit maakt onderlinge vergelijking moeilijker. Hierover meer in de discussie (paragraaf 4.5).

In dit rapport proberen we de dosis door procesindustrie in context te plaatsen met een vergelijking van de huidige situatie met de situatie in de afgelopen decennia. Hiervoor is informatie verzameld uit rapportages door het RIVM uit 1992 en 2005 [1, 6].

⁷ mensSievert is de eenheid voor collectieve dosis. 1 mensSievert betekent dat alle mensen (in Nederland) samen een totale (effectieve) dosis van 1 Sievert oplopen. Dit gold als dosiscriterium in verouderde versies van het controlestelsel (Besluit stralingsbescherming, Bs).

⁸ Bij een lozing op een rivier zonder significante drinkwaterproductie.

Waar mogelijk gebruiken we daarvoor zowel *individuele* doses als *gemiddelde* dosis voor de bevolking in Nederland.

Het is niet ondenkbaar dat er in de oude rapporten bijdragen over het hoofd zijn gezien, er nieuwe industrieën zijn ontstaan, of oude industrieën zijn gegroeid ten opzichte van de vorige inventarisaties. Voorbeelden kunnen energie-opwekkers door verbranding van biomassa of geothermie zijn, of industrieën met grote doorvoer van NORM-grondstoffen, zoals de zinkproductie [85].

Voor de zinkproductie worden geen vergunningplichtige lozingen verwacht [89]. Voor geothermie en bij fossiele energiecentrales zal de voornaamste (radiologische) lozing naar lucht die van radongas zijn, met een corresponderend dosisniveau dat onder de grens van 0,1 microSv per jaar ligt. Voor energiecentrales die biomassa stoken, is het aannemelijk dat enige dosis die men kan ontvangen door lozing van natuurlijke nucliden zeer laag is (zie [11] met een berekening voor bijvoorbeeld C-14). Het is wel bekend dat Cs-137-bevattend hout soms wordt verstookt, wat een (qua omvang relevante) dosis voor leden van de bevolking tot gevolg kan hebben via verschillende scenario's die met (her)gebruik van de as te maken hebben [90, 91]. Lozingen in lucht of water worden niet als relevante belastingpaden geïdentificeerd.

Daarmee nemen we aan dat deze bijdrage verwaarloosbaar is en doen we geen schatting van de dosis door lozingen van biomassacentrales.

4.2.1 *Beschouwde industrieën en lozingen*

Er zijn vergunningplichtige lozingen van radionucliden vanuit de procesindustrie bekend op zowel lucht (uitstoot van materiaal door bijvoorbeeld schoorstenen), waterlopen, als zeewater⁹ [85]. De lozingen staan in Tabel 4.1, gesorteerd op het lozingsmedium en de industriële deelsector waaronder de lozende ondernemingen vallen. In de tabel staan de werkelijke lozingen, niet de vergunde lozingen. Voor de offshore olie- en gasproductie geldt dat hoewel maar twee van de afzonderlijke locaties vergunningplichtig zijn, we de lozing door de gehele sector hebben genomen.

Recent nieuws duidt erop dat een eventuele sluiting aanstaande is van de overgebleven vergunningplichtige onderneming voor pigmentproductie [92]. Als deze sluiting inderdaad plaatsvindt, en de onderneming niet overgenomen wordt door een nieuwe eigenaar, zal deze bijdrage in de komende jaren gaan verdwijnen.

⁹ De splitsing van lozingsmedium 'water' (zoals in Figuur 2.1) naar 'oppervlaktewater' en 'zeewater' wordt gemaakt in het gebruikte model PC CREAM 08. De verspreiding van radionucliden wordt voor deze verschillende lozingscompartimenten door verschillende (sub)modellen berekend.

*Tabel 4.1 Lozingen per jaar vanuit de procesindustrie in Nederland [85]. Waar een * bij het lozingsjaar staat, betekent dat het hier een gemiddelde waarde betreft over de jaren die vermeld zijn. De lozingen vanuit de staalindustrie komen van één locatie. De lozingen vanuit de pigmentindustrie komen vanuit één locatie. De lozingen vanuit de offshore olie-en gasproductie komen van ongeveer tien locaties.*

Type lozing	Nuclide	Industrie	Lozing (GBq/jaar)	Jaar
Lucht	Pb-210	Staalindustrie	0,6	2018-2020*
Lucht	Po-210	Staalindustrie	21	2018-2020*
Estuarium	Ac-228	Pigmentindustrie	4,5	2020
Estuarium	Ra-224	Pigmentindustrie	0,01	2020
Estuarium	Ra-226	Pigmentindustrie	2,6	2020
Estuarium	Ra-228	Pigmentindustrie	4,5	2020
Estuarium	Th-228	Pigmentindustrie	0,01	2020
Estuarium	Th-232	Pigmentindustrie	4,5	2020
Zee	Pb-210	Offshore olie-en gasproductie	10	2018-2020*
Zee	Bi-210	Offshore olie-en gasproductie	10	2018-2020*
Zee	Po-210	Offshore olie-en gasproductie	10	2018-2020*
Zee	Ra-226	Offshore olie-en gasproductie	100	2018-2020*
Zee	Ra-228	Offshore olie-en gasproductie	100	2018-2020*
Zee	Th-228	Offshore olie-en gasproductie	10	2018-2020*

Lucht

Voor de luchtlozingen is aangenomen dat de in de tabel genoemde nucliden zonder dochters worden geloosd. Dat wil zeggen dat er op het moment van lozing geen dochternucliden van bijvoorbeeld Pb-210 in het mengsel zitten. Po-210 is weliswaar een dochter van Pb-210, maar de lozing van deze is *expliciet* apart benoemd -wat impliceert dat de dochters van Pb-210 hierbij meegeteld worden- en dus ook als op zichzelf staande lozing gemodelleerd¹⁰.

Estuarium

Voor de lozingen in waterlopen is voor dit rapport de subcategorie 'estuarium' gekozen, omdat de waterloop van het lozingspunt van de onderneming van de pigmentindustrie in een getijdzone ligt en op minder dan dertig kilometer van monding in zee. Voor de lozingen van de pigmentindustrie zijn grenswaarden voor vergunning bepaald voor de nucliden U-238sec, Th-232sec, Ra-226+ en Ra-228+ [93].

¹⁰ Er zou, onder deze aanname, met de gerapporteerde lozingen nog wel bedoeld kunnen worden dat ook Bi-210 geloosd wordt, in evenwicht met de activiteit van Pb-210. De dosis door de Pb-210-lozing zou met (orde grootte) één procent hoger uitkomen, als uitgegaan wordt van lozing in evenwicht met Bi-210. Als ook de Po-210 als dochter van de geloosde Pb-210 extra gerekend moet worden, zou dit een verhoging van de totale individuele dosis door lozingen van de staalindustrie van ongeveer 3% geven.

We gaan dus ervan uit dat lozingen van dochternucliden met evenwichtsactiviteit van het corresponderende moedernuclide wordt geloosd. Hierop maken we een uitzondering: in het geval dat er *expliciet* activiteiten gerapporteerd werden voor lozingen van de dochternucliden uit de bedoelde reeksen hebben we deze activiteiten, in plaats van de aangenomen 'evenwichtsactiviteiten', overgenomen in Tabel 4.1, en gebruikt als input voor de modellering in PC-CREAM 08. Lozingen op estuaria worden in PC-CREAM 08 gemodelleerd via dezelfde deelmodellen als lozingen op zee. In dit rapport worden representatieve personen voor lozingen op estuaria en lozingen op zee dan ook via dezelfde methode bepaald.

Zee

Analoog aan de lozingen in waterlopen (estuarium) worden sommige nucliden geloosd in evenwicht met hun dochters, en andere niet. Bij het modelleren in PC-CREAM 08 van lozingen in zee middels zeelozingenmodel DORIS (zoals uitgevoerd in het voorliggende rapport), is de juiste methode om de gerapporteerde lozingen van Pb-210 aan te vullen met lozingen van de dochters in evenwicht [83]. Dat wil zeggen dat er voor de modellering in PC-CREAM 08 lozingen van Bi-210 en Po-210 met gelijke activiteit aan de lozing van Pb-210 zijn toegevoegd aan de lijst zoals overgenomen uit het RIVM-rapport over afvalstromen (zie [85]).

Net als in publicatie [11] nemen we aan dat procesindustrieën die radionucliden lozen (minstens) vijftig jaar in bedrijf zijn [26] en in die periode lozen met een constant tempo. De lozingscijfers van Tabel 4.2 zijn daarbij representatief voor de gehele periode. Op deze manier wordt rekening gehouden met de eventuele opbouw van radionucliden in het milieu. De doses van blootgestelde leden van de bevolking worden berekend in het laatste jaar van de lozing [23, 26, 94]. Meer informatie over de gebruikte modellen staat in Bijlagen A-D.

Dochternucliden

Voor de weergave van de modelresultaten (Tabel 4.2, Tabel 4.3, Tabel 4.4) is dosis die het gevolg is van dochternucliden die op enig moment in de verspreidingsketen ingroeien inbegrepen bij (teruglopend in de keten) het bijbehorende moedernuclide dat *expliciet* geloosd wordt. Het eenvoudigste voorbeeld komt uit de berekeningen voor de staalindustrie: de dosis die wordt bijgedragen door blootstelling aan het Po-210 dat ontstaat door *verval* vanuit het geloosde Pb-210 (dus het verval gebeurt hier *na* de lozing) onder de dosisbijdrage van het *geloosde* Pb-210 geteld. Op dezelfde manier is er ook een bijdrage van Po-210 dat ontstaat vanuit verval van het expliciet geloosde Bi-210. Deze bijdrage maakt dus onderdeel uit van de dosisbijdrage van de lozing van Bi-210. PC-CREAM 08 kan deze 'dochterbijdragen' apart volgen, maar wij hebben ze voor de eenvoud van weergave bij het moedernuclide opgeteld. Er zijn echter enkele uitzonderingen bekend: niet voor alle dochters wordt door PC-CREAM 08 een dosis berekend. Hierover meer in de discussie (paragraaf 4.5).

Voor luchtlozingen (staalindustrie, zie Tabel 4.2): in het getal voor Pb-210 zit ook de dosisbijdrage van dochternuclide Po-210 verwerkt, voor zover deze ingroeit *na het moment van lozing*.

4.3 Resultaten

4.3.1

Individuele dosis voor de representatieve persoon en gemiddelde dosis
Voor de vergunningplichtige lozingen van de procesindustrie (zie Tabel 4.1) is de individuele dosis voor een representatieve volwassene berekend. Op basis van deze individuele dosis is ook een gemiddelde dosis berekend volgens de methode die beschreven staat in paragraaf 4.2. Zowel de individuele dosis voor de representatieve persoon als de gemiddelde dosis staan in Tabel 4.2 tot en met Tabel 4.4. De doses zijn uitgesplitst per geloosd nuclide.

Uit de berekeningen komt naar voren dat de representatieve (volwassen) persoon voor de lozingen van de staalindustrie een persoon betreft die een verhoogde consumptie van lokaal geproduceerd voedsel heeft en op 2 kilometer in de Noordoostelijke richting vanaf het lozingspunt woont. De belangrijkste bijdrage komt door de lozing van Po-210. Het dominante belastingpad is hierbij inhalatie. De lozing van Pb-210 heeft een veel kleinere bijdrage vanwege de aanmerkelijk kleinere omvang van de lozing. De ingroei van Po-210 draagt voor meer dan de helft bij aan de dosis door de Pb-210 lozing. De totale dosis voor de representatieve persoon door de lozingen vanuit de staalindustrie bedraagt hiermee 5,4 microSv per jaar. De corresponderende gemiddelde dosis voor leden van de bevolking schatten we daarmee op minder dan 0,1 microSv per jaar.

Tabel 4.2 Eigenschappen van de representatieve (volwassen) personen en bijbehorende jaardoses door luchtlozingen van radionucliden door de staalindustrie in Nederland. Zowel de dosis voor de representatieve persoon (onder "Ind. dosis") als de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking in Nederland ("Gem. NL. dosis") is weergegeven voor zowel de geloosde radionucliden individueel, als voor de som van deze individuele bijdragen ("Totaal"). "Rep. volw" staat voor het blootstellingsscenario dat correspondeert met de representatieve volwassen persoon. De betekenis van de code voor deze grootte in de tabel is terug te vinden in Tabel A.1 in appendix A. Onder "Rep. afstand tot lozing" staat ook de richting waarin de representatieve persoon zich bevindt: NO betekent hierbij Noordoost. Max. pad geeft aan welke blootstellingsroute de grootste bijdrage levert aan de dosis door het corresponderende nuclide.

Industrie: Staal

Nuclide	Pb-210	Po-210	Totaal
Rep. volw	B4	B4	B4
Rep. afstand tot lozing (m)	2000, NO	2000, NO	2000, NO
Max. pad	Ingestie van zuivelproducten	Inhalatie (pluim)	
Ind. dosis (microSv/j)	0,2	5,2	5,4
Gem. NL. dosis (microSv/j)	« 0,1	< 0,1	< 0,1

Tabel 4.3 Eigenschappen van de representatieve (volwassen) persoon en bijbehorende jaardoses door waterlozingen (in een estuarium) van radionucliden door de pigmentindustrie in Nederland. Zowel de dosis voor de representatieve persoon (onder "Dosis") als de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking in Nederland ("Gem. NL. dosis") is weergegeven voor zowel de geloosde radionucliden individueel, als voor de som van deze individuele bijdragen ("Totaal"). De codes voor de blootstellingsscenario's ("B11", etc.) worden verklaard in Tabel A.2 in Appendix A.

Industrie: Pigment

Nuclide	Ac-228	Ra-224	Ra-226	Ra-228	Th-228	Th-232	Totaal
Rep. volw			B11	B11			B11
Max. pad			Ingestie van vis	Ingestie van vis			Ingestie van vis
Dosis (microSv/j)	< 0,1	< 0,1	0,1	0,3	< 0,1	< 0,1	0,3
Gem. NL. dosis (microSv/j)	« 0,1	« 0,1	« 0,1	« 0,1	« 0,1	« 0,1	« 0,1

De doses door lozingen van de pigmentindustrie in openbaar water staan in Tabel 4.3. Er zijn verscheidene nucliden waarbij de gerapporteerde omvang van de lozing in geen enkel gemodelleerd scenario tot een individuele dosis van boven de 0,1 microSv leidt. Dit geldt voor de geloosde nucliden Ac-228, Ra-224, Th-228, en Th-232 bij de lozingsomvang zoals beschreven in Tabel 4.1. De cellen die de representatieve persoon identificeren en het maximale blootstellingspad aanduiden voor dergelijk lage doses zijn in deze tabel leeg gelaten. Uit de resultaten van de berekening blijkt dat de lozingen door de pigmentindustrie in geen gemodelleerd scenario een individuele dosis zullen opleveren die het dosisniveau van 10 microSv per jaar benadert. Het grootste deel van de zeer kleine dosis door lozingen van de pigmentindustrie wordt ontvangen door het eten van lokaal gevangen zeevis. Correspondierend is ook de gemiddelde dosis in Nederland zeer laag, en wel onder het niveau van < 0,1 microSv per jaar.

Tabel 4.4 Eigenschappen van de representatieve (volwassen) personen en bijbehorende jaardoses voor waterlozingen (op zee) van radionucliden door de offshore olie- en gasindustrie. in Nederland. Zowel de dosis voor de representatieve persoon (onder "Dosis") als de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking in Nederland ("Gem. NL. dosis") is weergegeven voor de geloosde radionucliden individueel, als voor de som van deze individuele bijdragen ("Totaal").

Industrie: Offshore olie&gas

Nuclide	Pb-210	Bi-210	Po-210	Ra-226	Ra-228	Th-228	Totaal
Dosis (microSv/j)	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Gem. NL. dosis (microSv/j)	« 0,1	« 0,1	« 0,1	« 0,1	« 0,1	« 0,1	« 0,1

Zoals te zien in Tabel 4.4 geldt voor offshore lozingen van de olie- en gasindustrie dat, in ieder realistisch scenario, de gerapporteerde lozingen van alle nucliden niet zullen leiden tot een individuele dosis die het dosisniveau van 0,1 microSv per jaar overschrijdt. De gemiddelde dosis in Nederland valt ook (ver) onder het niveau van 0,1 microSv per jaar.

Omdat het hier over zo'n lage blootstelling gaat zijn in deze tabel de cellen weggelaten die de representatieve persoon identificeren en het maximale blootstellingspad aanduiden.

4.4 Vergelijking met historische dosiswaarden door procesindustrie

Omdat de aanwezigheid van verschillende procesindustrieën en daarmee ook de lozingen van betreffende industrieën door de tijd zijn veranderd, worden in deze paragraaf trends in de dosis door procesindustrie in historisch perspectief geplaatst. Waar mogelijk hebben we de context van de voor het corresponderende jaar gerapporteerde lozingsomvang gegeven. In de meeste gevallen zijn deze echter niet gegeven in de vorm van activiteit per nuclide, maar in radiotoxiciteitsequivalenten ('Re'). Lozingen gegeven in die eenheid zijn niet geschikt als input voor het PC-CREAM 08-model.

4.4.1 *Peiljaar 1988*

In het STRAVE-rapport met peiljaar 1988 [1] is een samenvatting gemaakt van de destijds in Nederland aanwezige procesindustrie en de corresponderende gemiddelde dosis voor de bevolking in Nederland. De behandelde industrieën bestonden uit fossiele brandstof-gestookte energiecentrales, fosforindustrie, kunstmestindustrie, ijzer- en staalindustrie, baksteenindustrie, aardewerkindustrie, cementfabrieken, en overige. Een aantal van deze bronnen is inmiddels verdwenen. De doses door de verschillende industrieën zijn vanuit verschillende informatiebronnen verkregen en kennen vermoedelijk geen volledige uniformiteit in de gebruikte modellen en onderliggende aannames. Voor de berekeningen van dosis werden alleen lozingen van Pb-210, Po-210, en Rn-222 meegenomen.

4.4.2 *Peiljaar 2003*

In het RIVM-rapport van Eleveld et al. uit 2005 [6] is een update van de berekeningen voor de dosis door procesindustrie voor het jaar 2003 gerapporteerd. In dit onderzoek werd voor een aantal industrieën binnen de procesindustrie de multifunctionele individuele dosis uitgerekend, naast de gemiddelde dosis voor de bevolking. De doses zijn uitgerekend met het KREM-model, waarbij luchtverspreiding werd gemodelleerd door OPS, en de dosis door ingestie via het model DOVIS-A. De berekeningen werden gebaseerd op lozingen, zoals gerapporteerd door de ondernemingen zelf. De gemiddelde dosis werd bepaald op basis van een combinatie tussen een dosisverdeling (op een kaart van Nederland) en de bevolkingsverdeling van Nederland.

4.4.3 *Peilperiode 2018-2020*

De meest recente cijfers in dit historisch overzicht zijn de resultaten van de modelberekeningen, die in het voorliggende rapport zijn gedaan met PC-CREAM 08, voor lozingen zoals vermeld in Tabel 4.1. De lozingsgegevens zijn afkomstig uit RIVM rapport [85] uit 2022. De modellering en berekeningen zijn beschreven in paragraaf 4.2 en Bijlagen A-D.

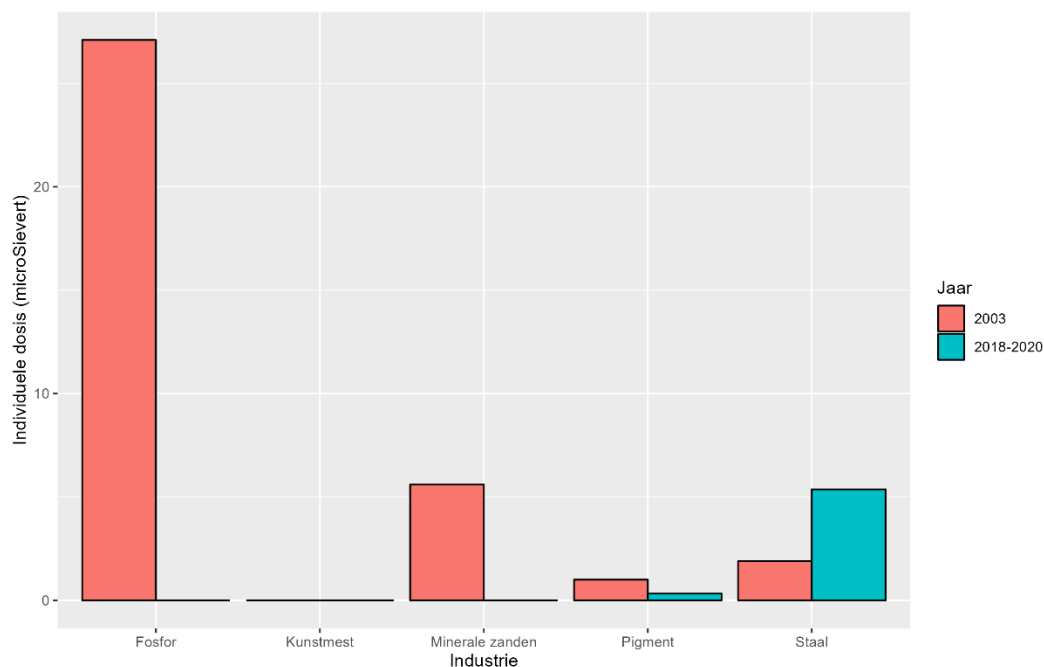
4.4.4 *Historische vergelijking*

Hieronder zijn twee figuren (Figuur 4.1 en Figuur 4.2) geplaatst, die de doses weergeven die beschikbaar zijn voor het historisch overzicht.

Individuele dosis 2003 en 2018-2020

In Figuur 4.1 is de *individuele* dosis voor de representatieve persoon door de fosfor-, kunstmest-, minerale zanden-, pigment-, en staalindustrie weergegeven. De dosis is weergegeven voor peiljaar 2003 [6] en voor de peilperiode 2018-2020 [85].

Het is belangrijk hierbij op te merken dat de representatieve persoon wordt bepaald voor lozingen van industrieën (of van individuele ondernemingen) afzonderlijk. De representatieve persoon voor een lozing van de staalindustrie is niet per se de representatieve persoon voor een lozing van de pigmentindustrie. Daardoor is de individuele dosis per industrie niet bij elkaar op te tellen voor een totale individuele dosis.



Figuur 4.1 De individuele dosis voor de representatieve persoon door blootstelling aan lozingen van vergunningplichtige fosfor-, kunstmest-, minerale zanden-, pigment-, en staalindustrie in 2003 en in de periode 2018-2020. Bijdragen van verschillende industrieën die niet voor beide perioden beschreven zijn, worden in de tekst toegelicht.

Fosfor-, kunstmest-, minerale zanden-, pigmentindustrie

We zien een sterke afname van de dosis voor representatieve personen door lozingen die komen van de fosfor-, minerale zanden-, kunstmest-, en pigmentindustrieën.

In het geval van de fosforindustrie komt dat door de sluiting van de betreffende onderneming tussen de jaren 2003 en 2018 (namelijk in 2012), waarna geen lozingen meer plaatsvonden [85].

In het geval van de minerale zandenindustrie is de Kew-vergunning voor de betreffende onderneming ingetrokken in 2006 [95]. De reden hiervoor is dat er geen lozing van stof buiten de terreingrens optreedt [96].

Voor de kunstmestindustrie geldt dat de betreffende ondernemingen met (vergunningplichtige) lozingen van radionucliden al gesloten waren in 2003. Ze verschijnen in dit overzicht omdat deze categorie wel al

gevolgd werd sinds het voorafgaande onderzoek met peiljaar 1988 (zie volgende paragrafen).

Voor de pigmentindustrie geldt dat de in 2022 gerapporteerde lozingen [85], ongeveer een factor zeven lager zijn dan de in 2005 gerapporteerde lozingen [6]. Dit komt qua orde van grootte overeen met de daling in de individuele dosis.

Staalindustrie

Voor de staalindustrie is er een stijging zichtbaar in de berekende individuele dosis voor 2018-2020 ten opzichte van 2003. Er zijn verschillen in de lozingsgetallen: voor 2003 zijn de gebruikte lozingsgetallen per radionuclide en de gebruikte lozingshoogte niet expliciet beschreven. De lozingen in 2003 hadden een omvang van in totaal $5 \times 10^5 \text{ Re}_{\text{inh}}$ [6]. Voor de lozingen uit 2018-2020 [85] is dit omgerekend $7 \times 10^4 \text{ Re}_{\text{inh}}$. De in 2003 gebruikte dosisconversiecoëfficiënt was echter voor zowel Pb-210 (een factor 5) als voor Po-210 (ongeveer 30 procent) hoger, waardoor deze lozingsgetallen erg moeilijk te vergelijken zijn –de verdeling tussen Pb-210 en Po-210 is voor de oudere lozing immers niet bekend.

Vermoedelijk is de stijging in de berekening voor de individuele dosis in ieder geval voor een deel een effect van modelkeuzes in de berekening van de dosis. Er is bekend dat een vergelijkbare berekening aan die van 2003 is uitgevoerd in 1996. Daarbij is gerekend met het gros van de lozingen vanuit de schoorsteen van de sinterfabriek met een effectieve hoogte van 150 meter [97]. De effectieve lozingshoogte is een modelparameter die veel invloed heeft op de verhouding tussen de individuele en de gemiddelde dosis: bij een hoger lozingspunt verspreiden de geloosde radionucliden zich meer. Zo zal de individuele dosis voor de representatieve persoon met een hoger lozingspunt meestal lager uitvallen dan bij een lager lozingspunt, maar staan er naar alle waarschijnlijkheid wel meer mensen bloot aan een (lagere) blootstelling, en valt de gemiddelde dosis dus hoger uit. Dit kan een verklaring zijn voor (een deel van) de verschillen tussen de berekende waarden voor 2003 en 2018-2020. Voor de berekening voor 2018-2020 is namelijk gerekend met een effectieve lozingshoogte van 30 meter.

Baksteen-, keramiek- en cementfabrieken

Voor het jaar 2003 is indertijd besloten om baksteen-, keramiek- en cementfabrieken niet meer mee te nemen in dosisberekeningen, omdat volgens preliminaire berekeningen de lozingen van deze fabrieken niet zorgen voor een dosis die in de buurt kunnen komen van een individuele dosis van 10 microSv per jaar [6].

Bovendien zou de hoogst bijdragende cementfabriek destijds op korte termijn gaan sluiten. Zodoende werd besloten om de bijdrage van die industrie niet meer te behandelen. De bijdragen van keramiek- en cementindustrie (behoudens de hoogst bijdragende fabriek) werd eveneens in [97] (1996) berekend en als verwaarloosbaar beschouwd. Op basis van die eerdere berekeningen, en het feit dat wij geen aanwijzingen hebben gevonden voor toename van deze industrie in Nederland, verwachten wij dat er anno 2024 geen baksteen-, keramiek- en cementfabrieken zijn die zouden kunnen bijdragen aan een niet-verwaarloosbare blootstelling vanuit het oogpunt van de stralingsbescherming. Om die reden hebben wij de blootstelling door

lozing van deze industrieën ook in het huidige rapport niet nader geschat.

Fossiel gestookte energiebedrijven

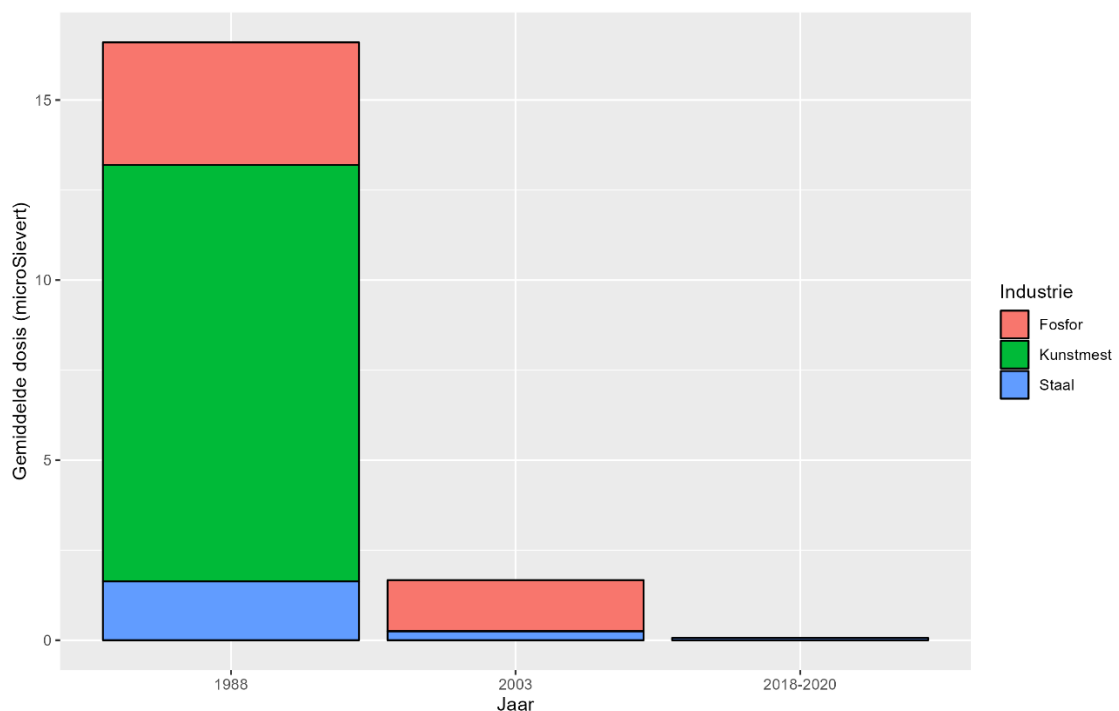
De bijdrage door fossiel gestookte energiebedrijven die nog wel werd behandeld voor 1988 [1], is vanwege een afbakeningskeuze niet meer behandeld in het 2005-rapport met de resultaten voor 2003 [6]. Mogelijk is dat destijds gedaan omdat radonlozingen door winning of verbranding van aardgas expliciet waren vrijgesteld van het controlestelsel (zie Artikel 2, lid j van het oude Besluit stralingsbescherming, [98]). In het huidige Vbs geldt deze vrijstelling alleen nog voor radonlozingen bij het afblazen en affakkelen van aardgas (Artikel 3.15, Vbs [12]). In 2017 heeft het RIVM geschat dat de individuele dosis voor de representatieve persoon door lozing van radon vanuit de aardgasindustrie 0,02 microSv per jaar bedraagt [99]. Deze bijdrage is minder dan 0,1 microSv per jaar en hebben we in dit rapport niet verder uitgewerkt. Lozingen bij reguliere bedrijfsvoering van kolencentrales zijn lager dan de vrijgavewaarden voor lozingen naar lucht, en dus niet vergunningplichtig [100]. Daarmee behandelen we deze lozingen niet in dit rapport. In 1992 werd de maximale individuele dosis door lozingen bij regulier bedrijf bepaald op 0,4 microSv per jaar. Deze dosis ligt onder het niveau van 10 microSv per jaar.

Gemiddelde dosis 1988, 2003 en 2018-2020

In Figuur 4.2 is de *gemiddelde* dosis voor leden van de bevolking in Nederland door de fosfor-, kunstmest-, en staalindustrie weergegeven voor de perioden 1988 [1], 2003 [6] en 2018-2022 (berekend in het voorliggende rapport).

Met de eventueel aanstaande sluiting (en in het geval er geen overname door een nieuwe eigenaar plaatsvindt) van de overgebleven vergunningplichtige onderneming voor pigmentproductie zal deze bijdrage in de komende jaren gaan verdwijnen.

De verschillen in de gemiddelde dosis zijn voor de fosfor- en kunstmestindustrie op dezelfde manier te verklaren als voor de individuele dosis voor de representatieve persoon (zie vorige alinea's). Voor de staalindustrie geldt dat de gemiddelde dosis is afgenomen sinds 1988, wat vermoedelijk te maken heeft met het feit dat de lozingen in omvang zijn afgenomen, onder meer door het plaatsen van filters die lood afvangen. Voor de *gemiddelde dosis* door de staalindustrie geldt –in tegenstelling tot de toename van de *individuele dosis* tussen 2003 en 2020-, dat deze juist afgenomen lijkt te zijn ten opzichte van de berekening uit 2003 [6]. Dit komt mogelijk door dezelfde verklaring als die we schreven voor de individuele dosis: als bij de laatste berekening een lagere lozingshoogte werd aangenomen, zal de individuele dosis hoger zijn, terwijl de gemiddelde dosis juist afneemt.



Figuur 4.2 De gemiddelde dosis voor een lid van de bevolking in Nederland door de fosfor-, kunstmest-, en staalindustrieën voor de perioden 1988, 2003 en 2018-2020. Door het beëindigen van de (handelingen met radioactieve stoffen uitvoerende) kunstmestindustrie tussen 1988 en 2003, en het beëindigen van de fosforindustrie tussen 2003 en 2018 is de totale gemiddelde dosis door deze industrieën afgenomen over de jaren. Bijdragen van verschillende industrieën die niet in alle peiljaren bepaald zijn, worden in de tekst toegelicht.

Ook voor de gemiddelde dosis zijn er verschillen in welke bijdragen bekend zijn voor ieder jaar. Behalve de industrieën weergegeven in Figuur 4.2, is de bijdrage door bijvoorbeeld de minerale zandenindustrie niet doorgerekend voor 1988 [1]. De ontwikkelingen in die industrie (zie de vorige paragrafen) hebben uiteraard ook een effect op de gemiddelde dosis, welke we vanaf heden dus op nul stellen.

In het rapport met gegevens over peiljaar 1988 werden gemiddelde doses bepaald voor de cementindustrie (1,4 microSv per jaar), de baksteenindustrie (4,1 microSv per jaar), de keramiekindustrie (2,7 microSv per jaar) en de categorie 'overig' (1,4 microSv per jaar). Deze getallen werden toen als zeer conservatief gezien [1]. Voor de bijdragen van baksteen-, keramiek-, en cementindustrieën geldt ook dat de berekeningen voor de gemiddelde dosis over 2003 buiten beschouwing zijn gelaten.

Voor de bijdrage aan de gemiddelde dosis door kolengestookte gascentrales en het afblazen en affakkelen van aardgas gelden dezelfde opmerkingen als in de eerder geschreven alinea over de individuele dosis. Voor peiljaar 1988 werd de gemiddelde dosis door lozingen bij regulier bedrijf door aardgascentrales bepaald op $2,5 \times 10^{-2}$ microSv per jaar bij een totaal gebruik van aardgas van 7,9 miljard kubieke meters per jaar [1].

Met een gebruik van 31,2 miljard kubieke meters per jaar voor het jaar 2022 [101] geldt dan een gemiddelde dosis van minder dan 0,1 microSv per jaar.

Voor peilperiode 2018-2020 hebben we een bijdrage door lozingen bij offshore olie-en gaswinning doorgerekend. Blootstelling aan radioactiviteit door lozing bij offshore olie-en gaswinning is in het onderzoek van 2003 niet berekend.

4.5 Discussie

Voor de schatting van de dosis door lozingen van de procesindustrie is het belangrijk welke industrieën worden meegenomen en welke niet. Dit komt vooral naar voren wanneer een vergelijking wordt gemaakt met de dosis zoals gerapporteerd in het verleden (paragraaf 4.4). Een aantal van de hoogst bijdragende industrieën sinds de eerdere onderzoeken (kunstmest, fosfor) is uit Nederland verdwenen. Dit maakt dat zowel de individuele dosis voor de representatieve persoon, als de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking door procesindustrie door de jaren heen gedaald zijn. De exacte hoogte van de dosis die wordt berekend is altijd sterk afhankelijk van de geïncorporeerde lozingen door de industrie. Maar dat de gemiddelde dosis zeer laag is (in ieder geval lager dan 10 microSv per jaar), lijkt aangetoond met de berekeningen in dit rapport en de context van de berekeningen uit het verleden.

Het is in principe niet uit te sluiten dat een grote groep ondernemingen dat individueel onder de vergunningplicht opereert, samen een significante bijdrage aan de gemiddelde dosis voor de bevolking kan leveren. Gezien onze geschatte resultaten voor de gemiddelde dosis voor vergunningplichtige industrieën – qua individuele dosis allemaal ruim onder de 10 microSv per jaar, en qua gemiddelde dosis onder de 0,1 microSv – lijkt het aannemelijk dat de gezamenlijke bijdrage van niet-vergunningplichtige ondernemingen (in de procesindustrie) de 10 microSv per jaar aan gemiddelde dosis niet overschrijdt.

Ook hebben we besloten om de industrieën die al beëindigd zijn niet meer mee te nemen in onze berekeningen voor de dosis van de industrie. Het is echter mogelijk dat eerder geloosde nucliden ook na langere tijd (en dus na sluiting van een onderneming, bijvoorbeeld) nog een dosisbijdrage kunnen leveren. Alleen de dosis door de actuele uitstoot is berekend (zoals gerapporteerd in 2022 [85], zie Tabel 4.1). Daarnaast is het gebruikte model PC-CREAM 08 gebouwd om de effecten van een actuele, continue lozing te berekenen en is het niet geschikt om delen van de verspreidingsketen los te modelleren.

De verhoudingsgetallen die we hebben gebruikt om de gemiddelde dosis te schatten op basis van de individuele dosis (voor de representatieve persoon) zijn overgenomen uit het rapport van Pruppers et al. uit 1999 ([86]). Deze verhoudingsgetallen zijn gebaseerd op dosiscriteria voor de gemiddelde dosis (via collectieve dosis) en dosiscriteria voor de maximale multifunctionele individuele dosis [86].

Hoewel de aannames voor de blootstellingsscenario's verschillend zijn tussen de representatieve persoon en het maximaal blootgestelde

individuele dosissen, worden beide dosisgrootheden wel gebruikt voor (een voorstel voor) het opstellen van een criterium van 10 microSv voor leden van de bevolking door lozing [11, 86]. In beide berekeningen voor de individuele dosissen zijn *verblijfsfactoren*, *afscherming*, en *voedselbereiding* meegenomen [86].

Bovenstaande punten maken dat we de maximale multifunctionele individuele dosissen en de individuele dosissen voor de representatieve persoon vergelijkbaar genoeg achten, om allebei te gebruiken om een schatting te maken voor de gemiddelde dosissen. Zeker in het lage dosisbereik waar dit onderzoek zich afspeelt. Voor verschillen tussen de modellen die zijn gebruikt voor de individuele dosisberekening in PC-CREAM 08, versus het model van Pruppers et al. [86], gelden dezelfde bevindingen als in de volgende alinea wordt beschreven voor de verschillen tussen PC-CREAM 08 en de DOVIS-modellen.

Er zijn verschillen tussen de modellen waarmee de individuele dosissen is berekend in de studies uit 1992 en 2005 [1, 6] en de voor dit rapport gebruikte uitvoering van PC-CREAM 08 voor de berekening van de dosissen voor de representatieve persoon. In [1] werd een maximale individuele dosissen berekend, en in [6] een multifunctionele individuele dosissen. Deze begrippen zijn niet helemaal hetzelfde (zie de begrippenlijst in paragraaf 2.6), maar vertegenwoordigen wel allebei een bepaalde vorm van dosissen die je het 'hoogst mogelijk' kan noemen met inbegrip van bepaalde gedragsfactoren, op de betreffende locatie. Ook zijn de gebruikte dosisconversiecoëfficiënten voor inhalatie significant hoger in de berekeningen uit 2005 versus de dosisconversiecoëfficiënten die zijn meegenomen in de berekening van dit rapport: vergelijk Tabel 15 uit *Eleveld et al, 2005* ([6]) met Tabel B.1 van dit rapport. Voor de berekeningen uit 2005 geldt dat gerekend werd met consumptie van radionucliden in 3,5 kg bladgroente uit eigen moestuin, plus het voedselpakket dat afkomstig was uit de rest van Nederland conform DOVIS-A [94]. In de berekeningen voor dit rapport werd gerekend met een fractie van 0,5 procent van het voedsel dat kwam uit de lokale omgeving, met de rest van het voedsel onbesmet met radioactiviteit, *behalve* wanneer de representatieve persoon een persoon met een verhoogde fractie lokaal geproduceerd voedsel was (zie bijlage, paragraaf C.2.4). In dat geval zijn de twee hoogst bijdragende voedselproducten voor 100 procent afkomstig uit lokaal gebied.

Welk model er gekozen wordt, lijkt in het geval van de staalindustrie het verschil te kunnen maken tussen een individuele dosissen die ver onder de 10 microSv per jaar ligt (model KREM/AGIS/DOVIS, zoals in [6, 86]) en een individuele dosissen die, hoewel eronder, zich in dezelfde orde van grootte bevindt als 10 microSv per jaar (PC-CREAM 08, dit rapport). Het verschil is deels te verklaren door de keuze voor een lozingsperiode van 50 jaar in PC-CREAM 08 versus 25 jaar in de oudere modellen (RIBRON [102], en DOVIS-A: [94]): volgens onze berekeningen kan dit een verhoging voor de dosissen door Pb-210 (en dochters) via voedingsmiddelen betekenen tot 40 procent voor categorieën als wortelgewassen en fruit. Deze bijdrage is echter zeer klein in vergelijking met de bijdrage door de lozing van Po-210 (zie Tabel 4.2). Meer (en meer gedetailleerd) onderzoek zou benodigd zijn om te kunnen achterhalen welke modellen betrouwbaardere resultaten geven bij het

berekenen van doses voor de representatieve persoon bij lozingen van natuurlijke radionucliden.

Ook is het mogelijk dat de relatieve omvang van de groep representatieve personen ten opzichte van de populatie is veranderd sinds de tijd van het vorige onderzoek. Verandering in de tijd van parameters, zoals gedrag, populatieverdeling ten opzichte van lozingspunten kunnen ervoor zorgen dat de verhouding tussen dosis voor de representatieve persoon en de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking niet gelijk is tussen beide jaren. Voor de conclusies van dit onderzoek gaan we ervan uit dat deze blootstellingsparameters niet zodanig zijn veranderd ten opzichte van het vorige onderzoek, dat deze verhouding aanmerkelijk is veranderd. Het is aannemelijk dat het effect van veranderingen in de lozingsomvang door bijvoorbeeld het sluiten van lozende ondernemingen bepalend is voor de gemiddelde dosis.

De gebruikte methode van omrekening van dosis voor de representatieve persoon naar gemiddelde dosis was alleen uit te voeren voor volwassenen. De hiervoor benodigde individuele doses (maximale individuele doses) zijn in het RIVM-rapport uit 1999 [86] namelijk alleen berekend voor volwassenen. Naar het RIVM-rapport van Van der Linden en Siegersma [11], is de representatieve persoon (voor de in dat onderzoek beschouwde nucliden) vaak een persoon in de leeftijdscategorie 1- of 10-jarige. Dit kan een aanwijzing zijn om toekomstig onderzoek naar dosis voor leden van de bevolking te splitsen per leeftijdscategorie.

Voor alle berekende scenario's geldt dat de gebruikte versie van PC-CREAM werkt met modellen die niet *a priori* alle dochternucliden meenemen in de berekening. Voor een volledig beeld zou het nodig zijn om voor deze niet-behandelde dochters te compenseren door bijvoorbeeld een correctie op de DCC van het moedernuclide uit te voeren. Voor de berekeningen in dit rapport hebben we handmatig bepaald dat de toevoeging van deze dochternucliden een verwaarloosbaar kleine verhoging zouden geven.

4.6 Conclusies

De dosis afkomstig van lozingen door de procesindustrie kende in de afgelopen decennia een daling (zie Figuur 4.2). Van de industrieën die in het verleden een relevante bijdrage leverden aan de dosis voor de bevolking is een deel gesloten. Op dit moment zijn er alleen in de staalindustrie, pigmentindustrie en voor offshore olie- en gaswinningsinstallaties handelingen bekend waarbij vergunningplichtige lozingen plaatsvinden.

Voor de vergunningplichtige procesindustrie als geheel geldt dat we een gemiddelde dosis van minder dan 0,1 microSv per jaar verwachten voor leden van de bevolking in Nederland. Deze is vrijwel volledig afkomstig van lozingen door de staalindustrie.

Voor de individuele dosis voor de representatieve persoon verwachten we een bijdrage van 5 microSv per jaar door de staalindustrie, en

bijdragen van 0,3 microSv per jaar en minder dan 0,1 microSv per jaar voor de pigment- en offshore olie- en gasindustrie, respectievelijk.

Voor de historische trends in gemiddelde dosis voor de Nederlandse bevolking, gelden vaak dezelfde discussiepunten als bij de individuele dosis voor de representatieve persoon. Voor de vergunningplichtige procesindustrieën is een sterke afname in het totaalbeeld te zien. Dit komt in veel gevallen door het verdwijnen van bijdragen van industrieën, omdat de corresponderende fabrieken gesloten zijn. De grootste verandering van 1988 tot 2003 is het sluiten van een cementfabriek en de kunstmestindustrieën die (vergunningplichtig) radionucliden loosden. Daarmee zijn die dosisbijdragen tot nul verminderd. Tussen 2003 en 2018 is vervolgens de bijdrage van de lozingen vanuit de fosforindustrie gestopt vanwege de sluiting van ook die betreffende onderneming. Als de overgebleven vergunningplichtige onderneming voor pigmentproductie -die mogelijk binnenkort gaat sluiten- niet door een nieuwe eigenaar wordt overgenomen, zal ook die dosisbijdrage in de komende jaren verdwijnen.

De resultaten van een modelberekening van de individuele dosis voor de representatieve persoon hangt sterk af van de in het model gebruikte aannames en scenario's. Ditzelfde geldt voor de corresponderende gemiddelde dosis voor leden van de bevolking. Met de berekeningen met het nieuwe model (PC-CREAM 08), in context geplaatst via de berekeningen met andere modellen uit het verleden, kunnen we stellen dat de individuele dosis voor representatieve personen (en dan specifiek volwassenen) voor de vergunningplichtige procesindustrie onder de 10 microSv blijft. Voor de corresponderende gemiddelde dosis geldt dat ook. Op basis van het uitgevoerde onderzoek is niet te zeggen of de betrouwbaarheid van berekeningen met een nieuw model (PC-CREAM 08) beter is dan die van de oudere modellen (KREM/AGIS/DOVIS).

5 Medische sector

5.1 Inleiding en afbakening

5.1.1

Blootstelling aan straling door emissies medische sector

Binnen de medische sector zijn er in Nederland veel verschillende locaties waar geplande handelingen met stralingsbronnen plaatsvinden. Zo zijn er bijvoorbeeld duizenden tandartspraktijken waar röntgenfoto's worden gemaakt. Ook zijn er meer dan honderd medische locaties, zoals ziekenhuizen, waar verschillende type stralingsbronnen voor diagnostische en therapeutische doeleinden worden ingezet. Voorbeelden daarvan zijn het gebruik van röntgenapparatuur, CT-scanners en de toediening van radiofarmaca aan patiënten. Verder zijn er verschillende radionuclidenlaboratoria waar met radionucliden wordt gewerkt en zijn er bedrijven waar radiofarmaca worden geproduceerd. Ook in de veterinaire zorg wordt röntgenapparatuur ingezet en bij enkele locaties in het land worden ook radiofarmaca toegediend aan dieren.

Bij deze handelingen kunnen straling of radionucliden vrijkomen. Deze kunnen als externe straling of door lozing via lucht en water buiten de locaties terechtkomen en daarmee voor blootstelling van leden van de bevolking zorgen. Deze blootstelling aan straling door handelingen op verschillende locaties blijft beperkt door wet- en regelgeving (paragraaf 2.3).

In de periode tussen 1992 en 2005 zijn verschillende RIVM-rapporten gepubliceerd, waarin geschreven is over de blootstelling aan straling van medische stralingsbronnen in Nederland door leden van de bevolking [1, 3-5, 103]. Hierbij is toen met name gekeken naar blootstelling door stralingsbronnen van ziekenhuizen, radiotherapeutische instellingen en radionucliden-laboratoria.

In twee andere RIVM-rapporten uit 2020 [104] en 2019 [105] is onderzocht wat voor dosis leden van de bevolking kunnen ontvangen, wanneer ze in de nabijheid van een patiënt verkeren die behandeld is met radionucliden. Dit type blootstelling valt buiten de reguleerbare bronnen die in dit rapport worden behandeld en komt in het derde deel van de rapportenreeks over de bevolkingsdosis aan de orde (paragraaf 1.1).

Dit hoofdstuk behandelt de blootstelling aan straling door leden van de bevolking, die ontstaat door waterlozingen van medische radionucliden, die zijn toegediend aan patiënten bij medische instellingen met een afdeling Nucleaire geneeskunde. De belangrijkste reden om juist naar deze lozingen te kijken en niet naar andere medische stralingsbronnen en emissies, is dat er in het gebruik van radionucliden in de medische sector in de afgelopen decennia diverse veranderingen zijn geweest. Het betreft veranderingen in de behandelingen waarbij radionucliden worden gebruikt, in het aantal toedieningen en ook in welke radionucliden er worden ingezet [106].

Dit kan ook veranderingen geven in de mate van blootstelling aan straling door leden van de bevolking. Dat is nader geïnventariseerd in dit hoofdstuk.

5.1.2 *Opzet, methodiek en afbakening in dit hoofdstuk*

Voor dit rapport is een inventarisatie gemaakt van het aantal toedieningen in 2021, van verschillende radionucliden in medische instellingen met een afdeling Nucleaire geneeskunde (NG). Dit is gedaan om een beeld te vormen van het huidige gebruik van medische radionucliden, de mogelijke omvang van lozingen ervan en de eventuele dosis die leden van de bevolking daardoor kunnen ontvangen. Door vergelijking met de resultaten uit een eerdere RIVM-studie, wordt een schatting gemaakt van de ordegrrootte van de huidige dosis die leden van de bevolking kunnen ontvangen door de lozing van medische radionucliden.

Het huidige gebruik van medische radionucliden is in dit hoofdstuk gebaseerd op het aantal toedieningen per type behandeling van alle medische instellingen met een afdeling Nucleaire geneeskunde. Op basis hiervan zijn schattingen gemaakt van de totale toegediende activiteit per radionuclide in 2021. Hieruit is de totale maximale uitgescheiden activiteit per radionuclide bepaald. Dit geeft een indruk van de maximale activiteit die geloosd kan worden.

De totale uitgescheiden activiteit per radionuclide is vervolgens omgerekend naar het aantal gewogen radiotoxiciteitsequivalent bij ingestie (gewogen Re_{ing}). Dit is een relatieve maat die onder andere in de vergunningverlening wordt gebruikt bij het kwantificeren van lozingen. Het geeft aan met hoeveel ingestiedosis de lozingshoeveelheid overeenkomt (nota bene: dit is niet de dosis van een individueel lid van de bevolking). In dit hoofdstuk is de totale gewogen Re_{ing} per behandeling gebruikt, om te bepalen welke behandelingen daaraan het meeste bijdragen.

Voor het geven van inzicht in de bijdragen aan totale toedieningen, activiteit en Re_{ing} , worden de resultaten in dit hoofdstuk per type behandeling getoond en wordt soms ook onderscheid gemaakt tussen ziekenhuiscategorieën.

Voor het schatten van de ordegrrootte van de huidige ingestiedosis voor leden van de bevolking zijn de huidige aantal toedieningen, de maximaal uitgescheiden totale activiteit en gewogen Re_{ing} -waarden vergeleken met gegevens uit een eerder RIVM-rapport uit 2002 [3]. Bij deze studie uit 2002 waren naast toedieningsaantallen ook inkoop- en lozingsgegevens van de medische instellingen verzameld. Met die gegevens is destijds een gemodelleerde schatting gemaakt, van de individuele ingestiedosis (meest blootgestelde leden van de bevolking) en van de collectieve dosis.

Dit hoofdstuk kent verder, aanvullend op paragrafen 1.2 en 2.5, de volgende afbakening:

- Er wordt in dit hoofdstuk geen inventarisatie gemaakt van radionucliden die worden geloosd door radionuclidenlaboratoria, producenten van radiofarmaca of specialistische dierklinieken. Voor de radionuclidenlaboratoria werd in bijvoorbeeld de RIVM-studie uit 2002 [3] duidelijk, dat de bijdrage van deze laboratoria relatief klein is ten opzichte van de waterlozingen van radionucliden bij medische instellingen afkomstig van patiënten. Er zijn relatief weinig locaties in Nederland waar radiofarmaca worden geproduceerd, ten opzichte van het aantal ziekenhuizen

met een nucleaire afdeling. Ook is het aantal locaties met dierklinieken waar nucleaire geneeskunde wordt ingezet nog erg beperkt. Omdat de lozingen vanuit deze locaties ook gereguleerd zijn, is de verwachting dat de bijdrage aan de totale ingestiedosis voor leden van de bevolking door lozingen vanuit deze locaties klein is ten opzichte van de dosis door de lozingen vanuit de ziekenhuizen.

- Een dosisschatting voor leden van de bevolking is in dit hoofdstuk alleen gebaseerd op ingestie van op water geloosde medische radionucliden.
- Er is voor deze studie een inventarisatie gemaakt op basis van toedieningsdata uit 2021 (voor zover beschikbaar van dat jaar). Er waren bij het uitwerken van dit hoofdstuk nog geen datasets van meer recente kalenderjaren beschikbaar.

5.2 Blootstelling aan straling van radionucliden na lozingen door patiënten nucleaire geneeskunde

In deze paragraaf wordt achtergrondinformatie gegeven over hoe aan patiënten toegediende radionucliden in voedsel en drinkwater terecht kunnen komen en via die route een ingestiedosis kunnen geven (5.2.1). Ook wordt beschreven welke factoren van invloed zijn op de mate van blootstelling aan medische radionucliden door leden van de bevolking (5.2.2). Paragraaf 5.2.3 beschrijft ontwikkelingen in het gebruik en in de lozingen van medische radionucliden in de afgelopen 25 jaar. Tenslotte worden in paragraaf 5.2.4 dosisschattingen beschreven, die in eerdere RIVM-studies zijn uitgevoerd voor lozingen van medische radionucliden.

5.2.1 *Blootstellingsroute medische radionucliden na waterlozing*

Radionucliden worden, meestal in de vorm van een radiofarmacon, toegediend aan patiënten bij medische instellingen met een afdeling Nucleaire geneeskunde¹¹.

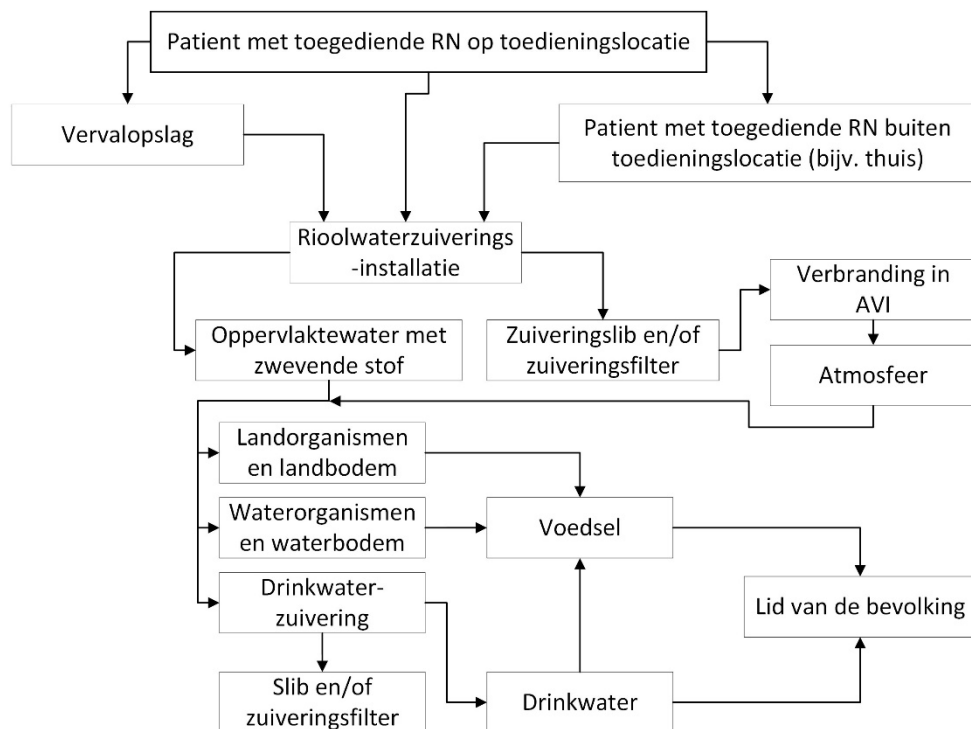
Dit wordt gedaan voor diagnostiek en voor therapiebehandelingen. Afhankelijk van het type toediening, het soort radiofarmacon en het type radionuclide, verlaat een deel van de radionucliden de patiënt via uitscheiding (urine en/of ontlasting) en dit wordt grotendeels via toiletwater naar het rioolwatersysteem geloosd.

In sommige ziekenhuizen wordt het afvalwater met radionucliden eerst opgeslagen in een vervalvatank en pas geloosd op het rioolwatersysteem wanneer, door radioactief verval, de concentratie aan radionucliden veel lager is geworden.

In Figuur 5.1 is vereenvoudigd weergegeven hoe radionucliden na uitscheiding zich verspreiden. Na lozing op het riool, raken de medische radionucliden verspreid over het rioolwatersysteem, de rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI) en daarna in het milieu (zoals in oppervlaktewater, zwevende stof, lucht, slib en waterorganismen). In een RIVM-studie uit 2023 over metingen van medische radionucliden in rioolwater [107] wordt hierover meer toelichting gegeven. Afhankelijk van de hoeveelheden radionucliden die worden geloosd en het tijdstraject van de belastingpaden (paragraaf 2.1), kunnen

¹¹ In het vervolg van dit hoofdstuk worden deze radionucliden ook wel 'medische radionucliden' genoemd.

radionucliden uiteindelijk ook in drinkwater en voedselproducten terecht komen.



Figuur 5.1 Vereenvoudigd schema met belangrijkste routes die radionucliden (RN) kunnen afleggen na toediening aan en lozing door een patiënt, tot en met opname door lid van de bevolking via voedsel en drinkwater. 'AVI' is Afval Verbrandingsinstallatie.

5.2.2 Factoren die van invloed zijn op de mate van blootstelling aan geloosde medische radionucliden

De fractie aan medische radionucliden die na toediening aan patiënten, uiteindelijk via drinkwater en voedsel in leden van de bevolking terechtkomt, is afhankelijk van diverse factoren, waaronder:

5.2.2.1 Biokinetiek

Een radionuclide wordt meestal in de vorm van een radiofarmacon aan een patiënt toegediend. Of en hoe snel een radionuclide weer uitgescheiden wordt via urine en/of ontlasting, wordt bepaald door verschillende factoren in het lichaam (biokinetiek). Sommige toegediende radionucliden verlaten het lichaam van de patiënt niet of nauwelijks. Andere radionucliden worden binnen enkele uren na toediening al deels uitgescheiden.

Met name bij NG-diagnostiek worden de radionucliden in de meeste gevallen geïnjecteerd of oraal toegediend. Op deze manier wordt een groot deel van de radionucliden, indien nog niet radioactief vervallen, relatief snel (binnen 1 dag) via urine uitgescheiden. Bij sommige NG-therapiebehandelingen duurt het relatief langer, voordat de radionucliden het lichaam hebben verlaten.

Voor informatie over de biokinetiek bij de verschillende behandelingen wordt verwezen naar de richtlijndatabase op de website van de

Federatie Medisch Specialisten [108, 109] en naar een document van het Institute of Physics and Engineering in Medicine (IPEM, 2018 [110]).

5.2.2.2 Halveringstijd

Hoe sneller het radioactief verval van het toegediende radionuclide en dus hoe korter de halveringstijd, des te minder radionucliden blijven er over gedurende het tijdstraject van lozing in het rioolwatersysteem, rioolwaterzuivering, verspreiding in oppervlaktewater, via drinkwater of voedselproduct, naar ingestie door een lid van de bevolking.

Sommige toegediende radionucliden bij nucleaire geneeskunde hebben een relatief korte halveringstijd (minder dan een paar uur), waardoor deze al vrijwel geheel vervallen zijn, voordat ze de patiënt hebben kunnen verlaten.

Andere radionucliden, met halveringstijden van ongeveer één week zoals I-131 en Lu-177 zijn nog wel aanwezig tijdens de lozing naar de RWZI's. Deze radionucliden worden in Nederland aangetroffen in bijvoorbeeld rioolwater (influent) bij RWZI's [107] en ook regelmatig in zwevende stof van oppervlaktewater [111, 112]. In een Noorse studie werd I-131 ook in zeewier aangetroffen in de buurt van een lozingspunt van een RWZI [113]).

5.2.2.3 Vervalopslag

Door in het ziekenhuis de urine van patiënten op te vangen in speciale afvalwatertanks (vervaltank of ook wel betijktank genoemd) en te wachten met lozen op het rioolwater tot een groot deel van de radionucliden is vervallen, kan de geloosde hoeveelheid radionucliden verminderd worden.

Vervaltanks in ziekenhuizen, maar ook bodemfiltratiemethoden bij drinkwaterzuiveringsinstallaties, zijn voorbeelden van vertragende stappen, die ervoor zorgen dat er minder radionucliden in voedsel en drinkwater terecht kunnen komen.

In Nederland heeft niet ieder ziekenhuis een vervaltank. Sinds 1993 is het niet meer verplicht voor ziekenhuizen om bij nieuwbouw een vervaltank te installeren en te gebruiken, zolang de geschatte dosis door lozingen onder Secundair Niveau uitkomt [3, 114].

5.2.2.4 Verdunning van de activiteitconcentratie

In de blootstellingsroute van lozing van medische radionucliden naar rioolwater tot en met opname door leden van de bevolking via ingestie (van voedsel en water), zitten verschillende stappen waarbij lozingsvolumes naar rioolwater en oppervlaktewater, verdund worden in grotere watervolumes. Hierdoor zal de activiteitsconcentratie van de radionucliden in het watervolume over het algemeen veel lager worden, in vergelijking met het volume aan het begin van het lozingstraject (naar het rioolwater zelf). De te ontvangen ingestiedosis per volume-eenheid van het materiaal waarin het radionuclide aanwezig is, neemt daardoor ook af.

5.2.2.5 Verspreiding over verschillende (milieu)compartimenten

Vanaf de uitscheiding door een patiënt verspreiden de radionucliden zich over verschillende compartimenten. Een deel blijft aanwezig in de waterfase, een ander deel hecht zich aan rioolbuizen of vast afval. Bij de

RWZI's gaat een deel in slib of zuiveringsfilters zitten. In oppervlaktewater verspreidt het zich over de waterfase, in zwevende stof, in sediment en in waterorganismen. De mate van verspreiding is medebepalend voor de hoeveelheid radionucliden die uiteindelijk in voedsel en drinkwater terechtkomt.

- 5.2.2.6 Voedingspatroon van een individu
Wanneer er medische radionucliden aanwezig zijn in (drink)water of in voedselproducten die iemand nuttigt, dan is de te ontvangen dosis door deze ingestie ook afhankelijk van het voedingspatroon van het betreffende individu.

5.2.3 *Ontwikkelingen in het gebruik en in de lozingen van medische radionucliden*

In ziekenhuizen zijn er in de afgelopen decennia diverse veranderingen geweest in het gebruik van radionucliden bij nucleaire geneeskunde, voor diagnostische en therapeutische doeleinden. In vergelijking met eerder, worden sommige radionucliden nu minder vaak ingezet bij bepaalde behandelingen, omdat er bijvoorbeeld niet-radioactieve alternatieven zijn (bijvoorbeeld het gebruiken van ^{13}C , in plaats van ^{14}C bij ureumademtest), of omdat er geschikte alternatieve radionucliden zijn met een kortere halveringstijd. Het gebruik van radionucliden voor het maken van PET-scans flink is daarentegen flink toegenomen. Ook zijn er continue ontwikkelingen in het gebruik van radionucliden bij therapiebehandelingen [106].

Uit verschillende eerdere RIVM-studies [1, 3, 4, 103] komt naar voren, dat van de lozingen van medische radionucliden naar lucht en water, die naar water de grootste dosis voor leden van de bevolking kunnen geven. Daarnaast zijn het vooral de lozingen van radionucliden door patiënten, die bijdragen aan deze dosis. Lozingen van de medische radionucliden-laboratoria doen dat veel minder [3].

Verder valt uit de studies op dat, hoewel het palet aan radionucliden dat door nieuwe onderzoeken en toepassingen wordt gebruikt door de tijd heen steeds verandert, het radionuclide I-131 voortdurend de meest dominante bijdrage geeft aan de dosis (> 80%; indien genoemd in een studie). I-131 wordt met name bij therapeutische behandelingen ingezet. De dosisbijdrage van dit radionuclide is relatief groot in vergelijking met andere veel (meer) toegediende radionucliden. Dit komt door een relatief langere halveringstijd van I-131. En ook doordat I-131 een relatief hogere stralingsdosis geeft bij blootstelling in vergelijking met diverse andere radionucliden die in de afgelopen twintig jaar werden gebruikt (dit is terug te zien in de hogere DCC-waarde van I-131).

Meer recente ontwikkelingen in het gebruik van medische radionucliden, worden beschreven in een RIVM rapport uit 2019 [106]. Een huidige ontwikkeling is bijvoorbeeld het toenemend gebruik van Lu-177, dat net als I-131 een halveringstijd van ongeveer een week heeft en daardoor bij lozingen via rioolwater blootstelling aan leden van de bevolking kan geven. In sommige radiofarmaca met Lu-177 is ook Lu-177m aanwezig (maximaal 0,07%; in massaverhouding), dat een halveringstijd van 160 dagen heeft en daardoor langer aanwezig is na uitscheiding door de

patiënt. Een andere ontwikkeling, die op dit moment nog voor een groot deel binnen de onderzoeksfase plaatsvindt, is het gebruik van radionucliden die alfastraling uitzenden ('*Targeted Alpha Therapy*'). Dit wordt onder andere bij radio-immunotherapie gedaan. Bij ingestie van dit type radionucliden kan een hogere dosis worden ontvangen in vergelijking met andere radionucliden (bij dezelfde activiteit).

In de afgelopen decennia zijn er verschillende wijzigingen in de wet- en regelgeving doorgevoerd, die van invloed kunnen zijn geweest op de blootstelling aan straling door medische radionucliden. Zoals eerder genoemd, is het bijvoorbeeld sinds 1993 niet meer verplicht voor ziekenhuizen om bij nieuwbouw een vervalvat te installeren en te gebruiken, zolang de dosis door lozingen onder Secundair Niveau blijft. Daarnaast is sinds 2000 het uitrijden van zuiveringsslib uit rioolwaterzuiveringsinstallaties (RWZI's) niet meer toegestaan [115]. Dit slib werd uitgereden op landbouwgrond, plantsoenen en sportvelden en radionucliden zoals I-131 in het slib, konden daarbij voor blootstelling aan straling zorgen (maximale individuele dosis van 0,02 microSv per jaar door I-131 [1]). In plaats van uitrijden, moet het nu worden verbrand in een afvalverwerkingsinstallatie (AVI). Dit geeft emissie van radionucliden naar de lucht. Volgens een RIVM-rapport van Pruppers en Blaauboer uit 2002 [117], wordt 'de bijdrage aan de dosis als gevolg van (kortlevende) bèta- en gamma-stralers niet significant geacht. Voor de langerlevende alfa-stralers zou dit nog nader moeten worden onderzocht.' In het voorliggende hoofdstuk wordt de dosisbijdrage van alfa-stralers meegenomen, voor zover er toedieningsgegevens van dit type radionucliden beschikbaar zijn. Er worden echter geen specifieke belastingpaden uitgewerkt, zoals de dosisbijdrage van verbranding van zuiveringsslib.

5.2.4 *Dosischattingen in eerdere studies*

De blootstelling aan straling in Nederland door ingestie van radionucliden die via patiënten naar water zijn geloosd, is een aantal keer in eerdere RIVM-studies geschat. De schatting van de lozingen, de uitgewerkte blootstellingsscenario's en gebruikte rekenmodellen verschilden daarbij tussen de studies.

1992

In de studie uit 1992 [1] werd een 'gemiddelde individuele dosis' geschat van 0,04 microSv per jaar. Deze was het gevolg van lozingen van radionucliden door radionuclidenlaboratoria en patiënten. I-131 gaf de grootste bijdrage aan deze dosis. Voor het schatten van de dosis werd gebruikgemaakt van modelresultaten uit een studie van de Gezondheidsraad uit 1985 [116].

1996

De schatting van de dosis in een RIVM-studie van 1996 [103], gaf net als de studie uit 1992 een 'gemiddelde individuele dosis' van 0,04 microSv per jaar, door waterlozingen van patiënten en radionuclidenlaboratoria. Ook hier werd de dosis voornamelijk door I-131 bepaald. De dosis in deze studie is bepaald met een rekenmodel van Laheij et al. uit 1994 [102].

2002

In een RIVM-studie uit 2002 [3] werden individuele en collectieve doses geschat per medische instelling. Voor de dosisberekening werd gekeken naar waterlozingen door medische instellingen, op basis van gerapporteerde inkoop- en lozingsgetallen uit de periode tussen 1988 en 1999. De gemodelleerde berekeningen werden gedaan met parameters voor een standaard radionuclidenlaboratorium zoals beschreven in een RIVM-rapport van Pruppers en Blaauboer uit 2002 ([117]. In paragraaf 2.4 van dat rapport wordt beschreven welke belastingpaden zijn meegenomen in de berekeningen en welke (conservatieve) aannames er zijn gedaan. De in rapport [3] geschatte 'gemiddelde individuele dosis' per medische instelling was $3,0 \times 10^{-6}$ microSv per jaar op basis van de werkelijke lozingsgetallen vanuit de medische instellingen. De gemiddelde dosis per medische instelling was $4,0 \times 10^{-4}$ microSv per jaar op basis van de maximaal theoretisch mogelijke lozingen in water (MLW') bij tweeëndertig instellingen.

2004

In het RIVM-rapport van Eleveld et al. (2004) [4], werden, verwijzend naar de vorige studie uit 2002, geen nieuwe dosisberekeningen gedaan. In dit rapport uit 2004 is aangegeven dat de geschatte 'individuele dosis' voor een lid van de bevolking door de lozingen van medische radionucliden vanuit de ziekenhuizen, geschat wordt op minder dan 0,1 microSv per jaar.

5.3 Bepaling van toegediende en uitgescheiden activiteit

In paragraaf 5.3.1 wordt beschreven hoe een inventarisatie is gemaakt van het aantal toedieningen van verschillende radionucliden in medische instellingen met een afdeling Nucleaire geneeskunde. Dit is gedaan voor het kalenderjaar 2021. In de paragrafen 5.3.2 en 5.3.3 wordt vervolgens beschreven hoe een schatting is gemaakt van de totale activiteit, die per radionuclide is toegediend aan alle patiënten gezamenlijk en hoe de activiteit bepaald is die per radionuclide maximaal door de patiënten is uitgescheiden. Ook wordt beschreven hoe de radiotoxiciteitsequivalent, Re_{ing} , is berekend.

5.3.1

Schatting van het aantal toedieningen van medische radionucliden

Voor het inventariseren van het aantal toedieningen met radionucliden in Nederland in deze studie, is gebruikgemaakt van data uit het RIVM 'Informatiesysteem Medische Stralingstoepassingen' (IMS) [118]. In dit informatiesysteem verzamelt het RIVM per kalenderjaar data van zorgaanbieders die medisch specialistische zorg leveren en daarbij declareerbare behandelingen met ioniserende bronnen uitvoeren. Voor dit rapport is alleen naar de behandelingen met een declaratiecode gekeken, van diagnostiek en therapie bij nucleaire geneeskunde (NG). Hierbij is het 'aantal behandelingen' in het IMS, gelijkgesteld aan het 'aantal toedieningen aan patiënten bij de betreffende behandeling'. In de weergave van de verzamelde gegevens in deze studie wordt een onderverdeling gemaakt tussen universitair medische centra (UMC), algemene ziekenhuizen (ALG) en categorale ziekenhuizen (CAT). De data die in het IMS worden opgenomen, komen uit een jaarlijkse enquête voor de specifieke zorgaanbieders. De enquête is onderdeel van de 'Jaarverantwoording zorg' die het CIBG jaarlijks uitvoert.

In het voorliggende rapport is gebruikgemaakt van IMS-data uit kalenderjaar 2021. Bij ontbrekende data uit dit jaar, is in sommige gevallen naar IMS-data uit de periode 2017 t/m 2020 gekeken. Bij NG-diagnostiek is in die gevallen het gemiddelde aantal toedieningen door de vergunninghouder in de periode 2017 t/m 2020 gebruikt. Bij NG-therapie waren bij enkele vergunninghouders de toedieningsaantallen niet voor de gehele periode 2017 t/m 2020 beschikbaar. Daarom is geen gemiddelde bepaald voor deze gehele periode (zoals bij NG-diagnostiek). In die gevallen is ervoor gekozen om bij het ontbreken van data uit 2021, gebruik te maken van toedieningsaantallen van de vergunninghouder uit het eerste beschikbare jaar voorafgaand aan 2021 (in die gevallen meestal 2020, soms 2019). De IMS-data van de kalenderjaren na 2021 waren bij het schrijven van dit rapport, nog niet gecontroleerd (2022) of nog niet beschikbaar (2023 en 2024).

Op basis van de IMS data is niet in alle gevallen een volledig beeld te verkrijgen van het aantal toedieningen van een bepaald radionuclide in Nederland. Dit komt doordat:

- Er bij behandelingen (met dezelfde declaratiecode), keuze kan zijn in het toe te dienen radionuclide (als radiofarmacon). Hierdoor geeft het totaal aantal behandelingen dat in het IMS is aangegeven, niet altijd informatie over het aantal toedieningen van ieder afzonderlijk radionuclide binnen dezelfde declaratiecode;
- Er op basis van de IMS-gegevens geen informatie verkrijgbaar is over de toedieningen van behandelingen die nog in de onderzoeksfase zitten. Dit is met name het geval voor veel nieuwe therapeutische behandelingen. De meeste toedieningen in Nederland vallen echter al wel onder de declareerbare zorg.
- Er van vergunninghouders met meerdere ziekenhuislocaties, geen aparte toedieningsdata verzameld worden per locatie.

5.3.1.1

Schatting van aantal toedieningen algemene ziekenhuizen

De dataverzameling in IMS is vooral gericht op het verzamelen van informatie over het gebruik van straling en radionucliden bij diagnostiek. Hierdoor zijn er niet van alle ziekenhuizen in Nederland gegevens verzameld over het aantal uitgevoerde declareerbare NG-therapiebehandelingen. Dat is voor tweederde van de algemene ziekenhuizen het geval en ook voor één UMC. Het totaal aantal toedieningen per jaar door de algemene ziekenhuizen gezamenlijk is per declareerbare NG-therapie-behandeling geschat. Er is voor gekozen om dit te schatten op basis van het aantal toedieningen per behandeling van de algemene ziekenhuizen waarvan wel gegevens in het IMS staan. Er zijn geen gegevens voor de ontbrekende UMC geschat.

Eerst is van de algemene ziekenhuizen waarvan toedieningsgegevens waren doorgegeven in het IMS voor NG-therapie, per behandeling bepaald welke fractie van deze ziekenhuizen de behandeling uitvoert. Vervolgens is op basis van deze fractie het totaal aantal algemene ziekenhuizen met een NG-afdeling geschat dat deze behandeling uitvoert. Dit is gedaan door per behandeling de fractie te vermenigvuldigen met het totaal aantal algemene ziekenhuizen met een NG-afdeling.

Per NG-therapie-behandeling is vervolgens het gemiddeld aantal toedieningen bepaald van de algemene ziekenhuizen waarvan de toedieningsgegevens in IMS staan. Voor het bepalen van het totaal aantal toedieningen per behandeling in 2021 door het totaal aan algemene ziekenhuizen met NG-therapie, is het gemiddeld aantal toedieningen vermenigvuldigd met het geschatte aantal algemene ziekenhuizen dat de behandeling uitvoert.

- 5.3.1.2 Aantal toedieningen van radionucliden in de onderzoeksfase
Omdat er geen informatie over toedieningen uit de onderzoeksfase in het IMS staan of recent door RIVM verzameld zijn, zijn in het voorliggende rapport gegevens overgenomen die ook genoemd staan in het RIVM-rapport van Siegersma et al. (2019) [105]. Deze gegevens zijn gebaseerd op een enquête die de ANVS in 2019 heeft gehouden onder zeven Universitair Medische Centra (UMC) en één topklinisch medisch centrum.

- 5.3.2 *Schatting van de totale toegediende activiteit per behandeling*
Per ziekenhuis (vergunninghouder) is per NG-behandeling de totale activiteit per radionuclide berekend, die in een kalenderjaar (2021) aan alle patiënten gezamenlijk was toegediend. Dit is gedaan door per behandeling het totaal aantal toedieningen van een ziekenhuis te vermenigvuldigen met de maximale toedieningsactiviteit per toediening. Voor heel Nederland als totaal zijn de bijdragen per ziekenhuis gesommeerd, per behandeling en per radionuclide.

Voor de NG-therapiebehandeling van 'Synovia', waarbij een radionuclide wordt toegediend in de vorm van zeer kleine 'bolletjes' ('colloids') is wel het aantal toedieningen bepaald, maar is geen toegediende of uitgescheiden activiteit berekend, omdat de radionucliden in deze vorm het lichaam nauwelijks verlaten (< 5%).

De maximale toedieningsactiviteit van een radionuclide bij een bepaalde behandeling, is geïnventariseerd op basis van de richtlijndatabase op de website van de Federatie Medisch Specialisten [108, 109]. Een belangrijk deel van de informatie op deze website komt, met af en toe enkele aanpassingen, uit de 'Procedure Guidelines Nuclear Medicine' (Esser en van Dalen, 2016) [119].

Voor de berekening van de totale toegediende activiteit is uitgegaan van de activiteit die maximaal bij een bepaalde behandeling wordt aanbevolen volgens de genoemde medische richtlijnen. Dit zal in de berekening in deze studie een overschatting geven ten opzichte van de situatie in de praktijk, omdat niet alle patiënten bij een behandeling de maximale aanbevolen hoeveelheid krijgen toegediend.

Wanneer meerdere radionucliden onder dezelfde declaratiecode vallen en de maximaal toe te dienen activiteit per toediening tussen de radionucliden verschilt, is de totale toegediende activiteit berekend per radionuclide binnen deze declareerbare behandeling.

- 5.3.3 *Schatting van uitgescheiden activiteit en radiotoxiciteitsequivalent*
Op basis van de geschatte totale maximaal toegediende activiteit per behandeling in 2021, is ook een schatting gemaakt van de maximale activiteit (in Bq) en radiotoxiciteitsequivalent (Re_{ing}) die per behandeling door de patiënten wordt uitgescheiden (als urine) richting het riool.

5.3.3.1 Schatting uitgescheiden activiteit

Hoeveel radionucliden er worden uitgescheiden na toediening aan een patiënt, wordt voor een groot deel bepaald door de snelheid waarmee het radionuclide het lichaam weer kan verlaten (bio-kinetiek) en de fysische halveringstijd (radioactief verval). Voor het schatten van de totale door patiënten uitgescheiden activiteit, is in deze studie aangenomen dat de uitscheiding van de toegediende radionucliden, 24 uur na toediening heeft plaatsgevonden en volledig was (geen radionucliden in lichaam achtergebleven).

De uitgescheiden activiteit is per behandeling en per radionuclide, berekend door de geschatte totale toegediende activiteit (5.3.2) te vermenigvuldigen met een correctiefactor voor radioactief verval van het betreffende radionuclide (met halveringstijd $t_{1/2}$), voor een vervalperiode van 24 uur (de tijd tussen toediening, t_0 , en uitscheiding, t_1). De correctiefactor voor dit fysische verval is als volgt berekend:

$$\text{correctiefactor fysisch verval} = \left(\frac{1}{2}\right)^{\left(\frac{t_1 - t_0}{t_{1/2}}\right)} \quad (5.1)$$

5.3.3.2 Schatting van uitgescheiden gewogen Re_{ing}

In een eerder RIVM-rapport uit 2002 [3] worden lozingsgegevens van medische radionucliden gegeven, uitgedrukt in gewogen radiotoxiceitsequivalent per jaar (gewogen Re_{ing} per jaar). Om de maximaal uitgescheiden activiteit, zoals bepaald in de voorliggende studie, hiermee te kunnen vergelijken, is voor de verschillende radionucliden het aantal (ongewogen en gewogen) Re_{ing} voor 2021 bepaald.

Voor lozingen naar water wordt in het vergunningenstelsel gewerkt met radiotoxiceitsequivalenten voor ingestie, Re_{ing} ([12], Bijlage 10, paragraaf 4.4). Eén Re_{ing} (in Bq) komt daarbij overeen met de hoeveelheid activiteit die bij ingestie een effectieve volgdosis van 1 Sv tot gevolg heeft en is als volgt te berekenen:

$$1 \text{ } Re_{ing,i} = 1 / e_{ing,i} \quad (5.2)$$

Hierbij is $e_{ing,i}$ de ingestiedosiscoëfficiënt van het radionuclide i (in Sv/Bq). Dit wordt in dit rapport ook wel de Dosis Conversie Coëfficiënt voor ingestie (DCC_{ing}) genoemd. Dit is een rekenfactor waarmee de activiteit van een ingenomen radionuclide (in Bq), wordt omgerekend naar een te ontvangen dosis (in Sv). In deze studie zijn waarden gebruikt uit ICRP 119 (2012, [29]) (zie ook paragraaf 2.4.3). Hierbij zijn $e_{ing,i}$ -waarden gehanteerd die gelden bij de ingestie door een volwassen lid van de bevolking. In de eerder genoemde RIVM-studie uit 2002 zijn vergelijkbare waarden gebruikt (toen vermeld in ICRP 60 [31] uit 1991).

Voor het bepalen van het aantal Re_{ing} waarmee de totale maximale uitgescheiden activiteit per radionuclide (5.3.3.1) overeenkomt, is per radionuclide de uitgescheiden activiteit vermenigvuldigd met de $e_{ing,i}$ waarde van het desbetreffende radionuclide.

In het genoemde 2002-rapport zijn 'gewogen' Re_{ing} -waarden bepaald. Het berekende aantal Re_{ing} per radionuclide is daarbij vermenigvuldigd met een correctiefactor om rekening te houden met radioactief verval van een radionuclide en cumulatie in het milieu na de lozing. Om de Re_{ing} -waarden uit de voorliggende studie te kunnen vergelijken met die uit het 2002-rapport, zijn ook gewogen Re_{ing} -waarden bepaald. Hiervoor is per radionuclide de Re_{ing} -waarde vermenigvuldigd met de bij het radionuclide behorende correctiefactor (CR_w). Deze correctiefactor is gebaseerd op de halveringstijd van een radionuclide en staat in Tabel 4.9 van de Verordening vermeld ([12], Bijlage 10).

5.4 Aantal toedieningen bij nucleaire geneeskunde in 2021

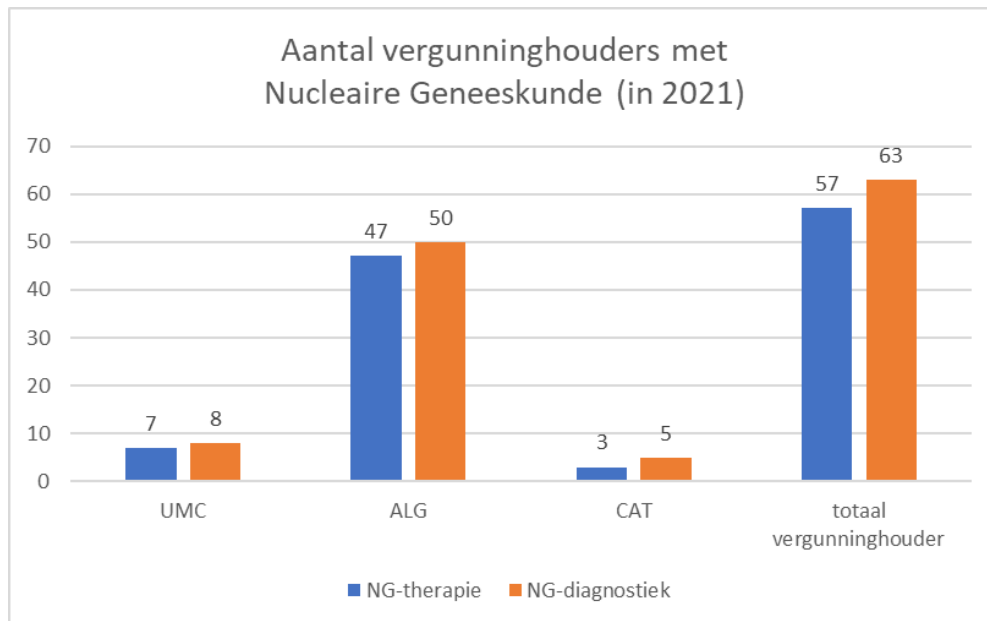
Deze paragraaf toont voor geheel 2021, hoeveel vergunninghouders er toen medische radionucliden toedienden, welke radionucliden er zijn gebruikt en het aantal toedieningen per type behandeling. Dit wordt gedaan op basis van de gegevens en berekeningen, zoals toegelicht in paragraaf 5.3.1. De resultaten worden daarbij ter informatie ook per ziekenhuiscategorie getoond: Universitair Medische Centra (UMC), Algemene ziekenhuizen (ALG) en Categoriele ziekenhuizen (CAT).

5.4.1 *Aantal ziekenhuizen met nucleaire geneeskunde*

Het aantal vergunninghouders dat in Nederland NG-diagnostiek en NG-therapie uitvoert, is in de afgelopen twintig jaar nauwelijks veranderd. In 2021 waren er 63 en 57 vergunninghouders die respectievelijk NG-diagnostiek en NG-therapie uitvoerden. In 2001 waren dit respectievelijk 65 en 53 vergunninghouders [4].

Een aantal vergunninghouders heeft meerdere ziekenhuislocaties. In Nederland zijn er in totaal 74 locaties waar NG-diagnostiek wordt uitgevoerd en bij 64 locaties vinden NG-therapiebehandelingen plaats. Ongeveer 70 procent van alle ziekenhuislocaties in Nederland past nucleaire geneeskunde toe.

In Figuur 5.2 staat hoe de huidige aantallen vergunninghouders verdeeld zijn over de verschillende ziekenhuiscategorieën.



Figuur 5.2 Aantal vergunninghouders in Nederland, verdeeld naar ziekenhuis-categorie dat nucleaire geneeskunde (NG) toepaste in 2021. 'UMC' zijn de Universitair Medische Centra, 'ALG' zijn Algemene ziekenhuizen en 'CAT' zijn de Categoriele ziekenhuizen (/behandelcentra). (Data o.b.v. RIVM-IMS, 2021)

5.4.2

Overzicht toegediende medische radionucliden en behandelingen

5.4.2.1

Overzicht van aan patiënten toegediende radionucliden

Tabel 5.1 toont een overzicht van radionucliden die worden toegediend aan patiënten bij NG-diagnostiek ('D' in de tabel) en NG-therapie ('T') in Nederland. Naast de halveringstijd wordt ook het type straling aangegeven dat vrijkomt bij verval van het radionuclide (moeder) en van eventuele dochternucliden hiervan.

De tabel laat alle radionucliden zien, die in 2021 ingezet werden bij behandelingen en die onder de 'declareerbare zorg' vallen. In de praktijk worden er ook andere radionucliden (/radiofarmaca) ingezet, die nog in de onderzoeksfase zitten (zie bijvoorbeeld [106]). Gasvormige radionucliden, zoals edelgas Kr-61m zijn niet nader beschouwd in deze studie.

Lu-177m is een bijproduct dat in sommige radiofarmaca met Lu-177 aanwezig is (max. 0,07% m/m), met een relatief langere halveringstijd.

Tabel 5.1 Enkele fysische eigenschappen van radionucliden die toegediend worden aan patiënten bij NG-diagnostiek ('D') en NG-therapie ('T'). $t_{1/2}$ = halveringstijd van radionuclide (in dag). β^- = beta-min deeltje (electron), β^+ = beta-plus deeltje (positron), γ = gamma-deeltje, ce = conversie-electron, α = alfadeeltje [29, 120].

Radionuclide		$t_{1/2}$ (dag)	Type straling
C-11	D	0,01	β^+ , γ
N-13	D	0,007	β^+ , γ
C-14	D	2,09E+06	β^-
O-15	D	0,001	β^+ , γ
F-18	D	0,08	β^+ , γ

Radionuclide		$t_{1/2}$ (dag)	Type straling
Ga-67	D	3,26	γ
Ga-68	D	0,05	β^+
Se-75	D	120	γ , ce
Sr-89	T	50,5	β^-
Y-90	T	2,67	β^-
Tc-99m	D	0,25	β^- , γ , ce
In-111	D	2,83	γ , ce
I-123	D	0,55	γ , ce
I-125	D	60,1	β^- , γ
I-131	D en T	8,04	β^- , γ
Sm-153	T	1,95	β^- , γ
Er-169	T	9,39	β^- , ce
Lu-177	T	6,65	β^- , γ , ce
Lu-177m	T	161	β^- , γ
Re-186	T	3,78	β^- , γ , ce
Re-188	T	0,70	β^- , γ , ce
Tl-201	D	3,00	γ , ce
Ra-223	T	11,4	α , γ , ce

5.4.2.2

Overzicht van behandelingen met radionucliden

Voor 2021 stonden er bij meer dan 50 verschillende type declareerbare behandelingen van NG-diagnostiek aantallen ingevuld in het IMS-dataoverzicht (paragraaf 5.3.1). Bij NG-therapie was dit voor zeven verschillende behandelingen het geval.

Bij NG-diagnostiek werd bij 37 van deze behandelingen Tc-99m toegediend. Sinds 2024 is er bij NG-therapie een declareerbare behandeling bijgekomen, waarbij Lu-177 (PSMA) wordt toegediend aan patiënten.

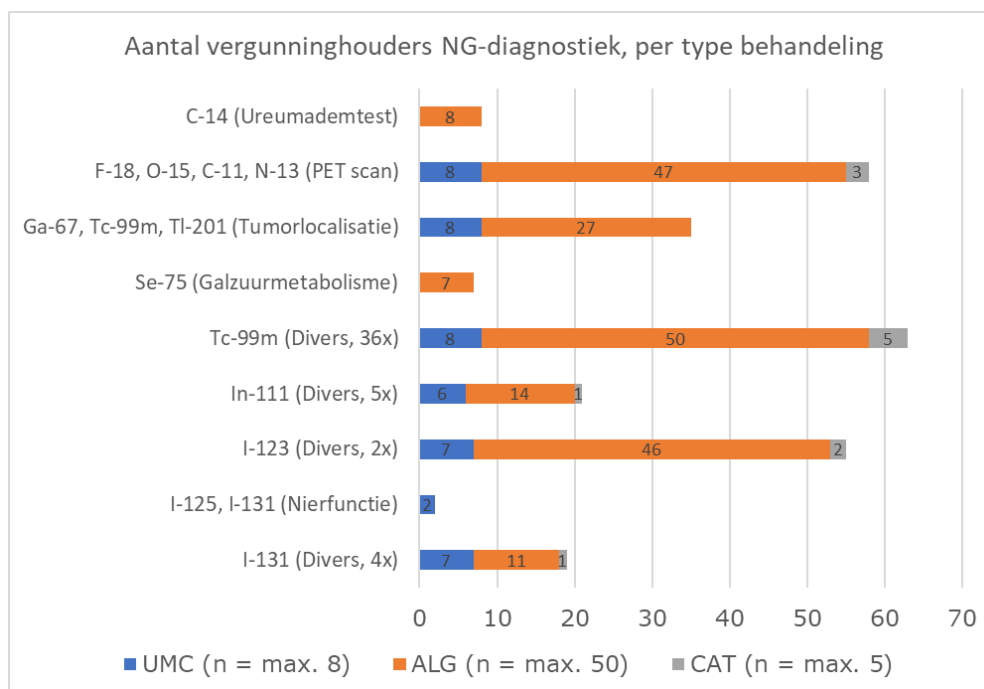
Er zijn verschillende declareerbare behandelingen, waarbij er keuze is in het type radionuclide (radiofarmacon) dat wordt ingezet. Dit is bijvoorbeeld afhankelijk van het type orgaan dat in beeld moet worden gebracht (bij NG-diagnostiek). Op basis van de IMS-data, is niet te onderscheiden hoe vaak een bepaald radionuclide (radiofarmacon) is ingezet.

Niet alle behandelingen worden door alle ziekenhuizen in Nederland uitgevoerd. In de Figuren 5.3 en 5.4 is, voor respectievelijk NG-diagnostiek en NG-therapie, per ziekenhuiscategorie aangeven hoeveel vergunninghouders deze behandeling uitvoeren en welke radionucliden er daarbij ingezet (kunnen) worden.

Voor verschillende NG-diagnostiek behandelingen (Figuur 5.3), waarbij er maar 1 type radionuclide wordt ingezet, zijn de gegevens geclusterd voor de behandelingen samen. Daar staat in het figuur dan het radionuclide vermeld met daarachter 'Divers'.

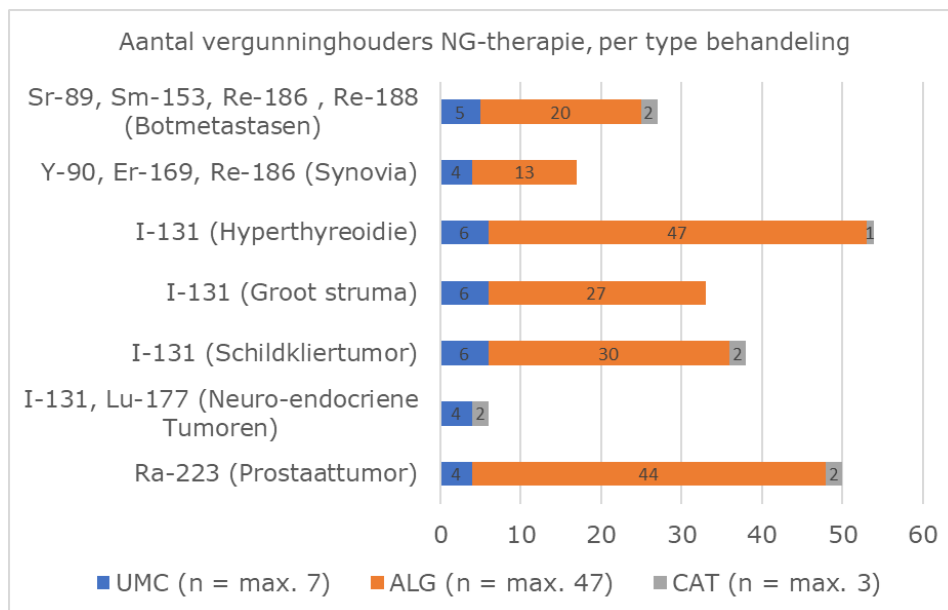
Bij NG-therapie zijn in Figuur 5.4. de getallen voor de algemene ziekenhuizen geschat (paragraaf 5.3.1.1), omdat niet alle vergunninghouders hierover gegevens hadden aangeleverd voor het IMS

in 2021 (of in de jaren daarvoor). Die getallen kunnen als indicatief worden beschouwd. Van één UMC zijn voor de NG-therapiebehandelingen geen gegevens bekend (o.b.v. de IMS-data) en is geen schatting gemaakt. Het aantal UMC's is daarom maximaal zeven en niet acht (zoals bij NG-diagnostiek).



Figuur 5.3 Aantal vergunninghouders per ziekenhuiscategorie, per type behandeling met keuze uit 1 of meer radionucliden, bij NG-diagnostiek (o.b.v. IMS-data, 2021).

Te zien is in Figuur 5.3, dat bij NG-diagnostiek alle vergunninghouders behandelingen uitvoeren met Tc-99m en dat er ook veel vergunninghouders zijn die I-123 toedienen. Daarnaast worden ook door de meeste vergunninghouders PET-scans gemaakt. Het is niet bekend hoe de toedieningsverdeling is van de afzonderlijke radionucliden, die bij het maken van PET-scans worden gebruikt (F-18, C-11, N13 en O15). Daarnaast is er ook verschil zichtbaar tussen de ziekenhuiscategorieën. Zo worden de behandelingen met C-14 en Se-75 alleen nog in algemene ziekenhuizen uitgevoerd. En worden behandelingen voor het meten van de nierfunctie alleen in een aantal UMC's uitgevoerd.



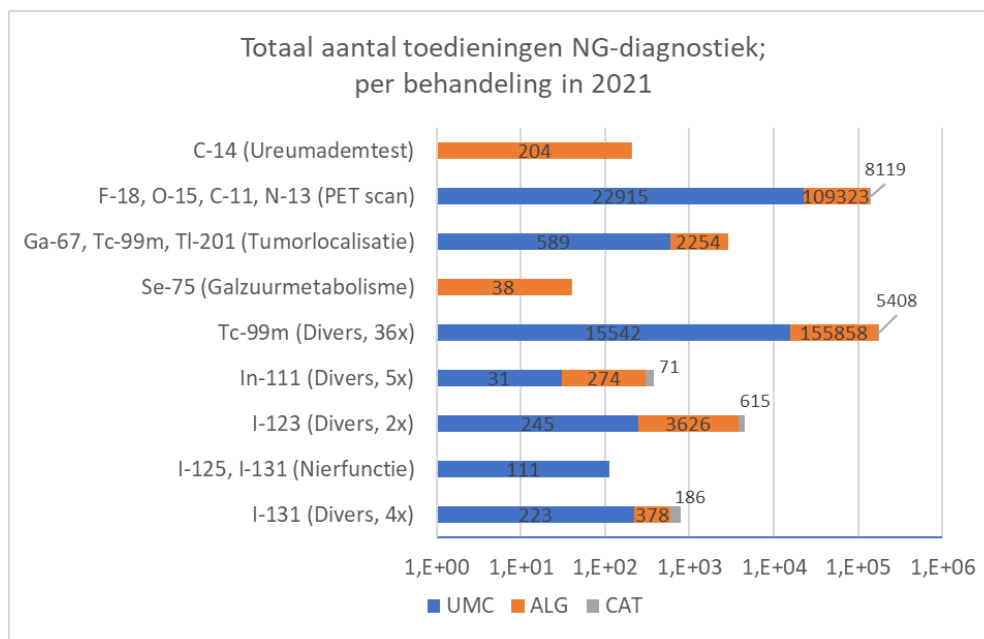
Figuur 5.4 Aantal vergunninghouders per ziekenhuiscategorie, per type behandeling met keuze uit 1 of meer radionucliden, bij NG-therapie (o.b.v. IMS-data, 2021). De aantallen voor de algemene ziekenhuizen (ALG) zijn geschat (paragraaf 5.3.1.1) en dienen als indicatief te worden gezien.

Bij NG-therapie worden I-131 voor de hyperthyreoïdie-behandeling en Ra-223 bij de prostaattumor-behandeling door de meeste vergunninghouders toegediend. De behandeling van neuro-endocriene tumoren (NET) wordt alleen bij een aantal meer specialistische ziekenhuizen (UMC's en CAT) uitgevoerd.

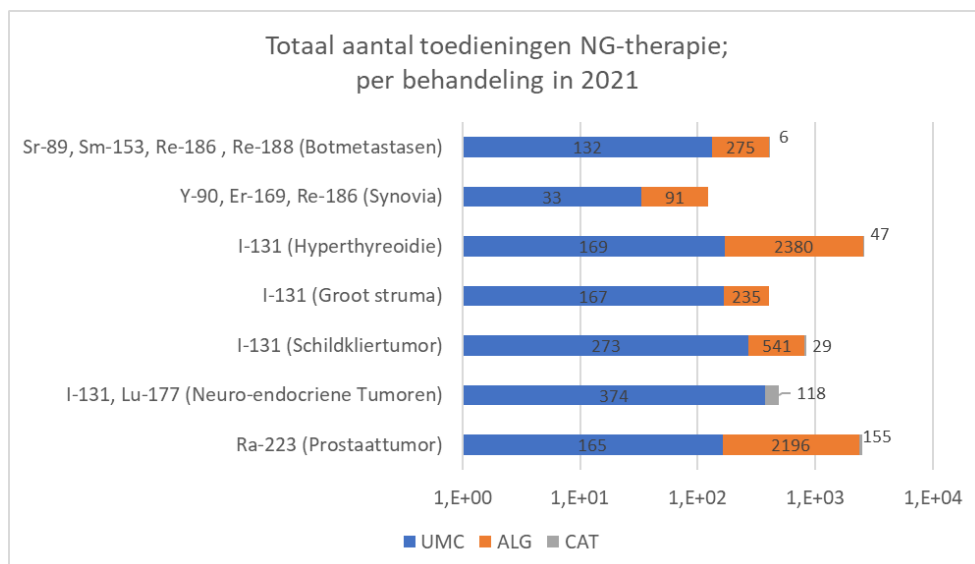
De aantallenverdeling van het type behandelingen over de vergunninghouders geeft indirect ook informatie over het aantal locaties in Nederland waar lozingen van bepaalde radionucliden vanuit de medische instellingen kunnen plaatsvinden.

5.4.3 Aantal toedieningen

Het totaal aantal toedieningen van radionucliden in 2021 voor NG-diagnostiek en NG-therapie is logaritmisch weergegeven in respectievelijk Figuur 5.5 en Figuur 5.6. Hierbij is ter informatie in de weergave onderscheid gemaakt tussen de verschillende ziekenhuiscategorieën. De bepaling van het aantal toedieningen staat toegelicht in paragraaf 5.3.1.



Figuur 5.5 Totaal aantal toedieningen per type behandeling (of verschillende behandelingen met hetzelfde radionuclide: 'Divers') bij NG-diagnostiek. O.b.v. IMS-data, 2021. De weergegeven schaal is logaritmisch.



Figuur 5.6 Totaal aantal toedieningen per behandeling bij NG-therapie (of verschillende behandelingen met hetzelfde radionuclide: 'Divers'). O.b.v. IMS-data, 2021. De weergegeven schaal is logaritmisch. De aantallen van de algemene ziekenhuizen (ALG) zijn geschat en dienen als indicatief te worden gezien.

Van de bijna 350.000 toedieningen die in 2021 zijn gedaan voor NG-diagnostiek, is bij 54 procent Tc-99m gebruikt (bij SPECT-behandelingen) en 43 procent van de toedieningen is gedaan voor PET-scans met F-18, O-15, N-13 of C-11.

I-131 wordt bij NG-therapie bij meer dan 50 procent van de in totaal bijna 7.500 toedieningen ingezet. Ook Ra-223 lijkt op basis van een

schatting van het aantal toedieningen bij de algemene ziekenhuizen relatief vaak te worden toegediend.

Eén behandeling (*'polycythaemia vera'*) waarbij P-32 wordt toegediend, lijkt op basis van de IMS-data, sinds 2021 niet meer gebruikt te worden door de verschillende zorginstellingen. In de jaren ervoor was al een afnemend aantal toedieningen te zien.

Bij neuro-endocriene tumoren (NET) kan I-131 of Lu-177 worden ingezet. Op basis van gegevens over het gebruik van Lu-177 en I-131 in (niet-openbare) jaarrapporten uit 2021 van een aantal ziekenhuizen met veel NET-behandelingen, lijkt bij deze behandeling vooral Lu-177 te worden gebruikt. Van de andere NG-therapiebehandelingen, waarbij er keuze is uit meerdere radionucliden (radiofarmaca), is niet bekend welke radionucliden er met welke frequentie in 2021 ingezet zijn.

Bij het bepalen van het aantal toedieningen op basis van de IMS-data, is ervan uitgegaan dat wanneer een patiënt voor een medische behandeling bijvoorbeeld zes keer een toediening van Ra-223 krijgt, dat het aantal toedieningen in het IMS dan is geregistreerd als '6' (toedieningen) en niet als '1' (behandeling per patiënt).

Aantal toedieningen NG-therapie uit onderzoeksfase

Van de toedieningen van radionucliden uit de onderzoeksfase zijn vrijwel geen data beschikbaar. De laatste data die bij de uitwerking van deze studie beschikbaar waren, komen uit een ANVS-enquête uit 2019. Deze enquête was gehouden onder acht ziekenhuizen, waaronder alle UMCs die NG-therapie toepassen en één groot (top-klinisch) ziekenhuis (zie voor referenties in paragraaf 5.3.1.2). Het aantal radionuclide-toedieningen van deze acht ziekenhuizen gezamenlijk, was toen:

- 10x Th-227, voor castratieresistent-prostaatacarcinoom;
- 26x I-131 voor onder andere neuroblastoom;
- 400x Lu-177 voor metastasen prostaattumor.

De laatste behandeling valt sinds 2024 onder de declareerbare zorg en het is de verwachting dat het aantal toedieningen in de komende jaren verder toeneemt [106].

5.5 Maximale totale activiteit van toegediende en uitgescheiden radionucliden en gewogen Re_{ing}

Deze paragraaf laat voor de toedieningen in 2021 zien wat de geschatte totale maximale activiteit per behandeling is, die aan patiënten is toegediend en na één dag (24 uur) weer is uitgescheiden. Ook wordt getoond met hoeveel (gewogen) Re_{ing} de totale uitgescheiden activiteit overeenkomt.

De totale maximale activiteit per type behandeling, is voor 2021 berekend, zoals is beschreven in paragraaf 5.3.2. De geschatte totale uitgescheiden maximale activiteit en het aantal uitgescheiden gewogen Re_{ing} , is voor ieder type behandeling berekend, zoals beschreven in respectievelijk paragraaf 5.3.3.1 en 5.3.3.2.

Tabel 5.2 toont een overzicht van de maximale toedieningshoeveelheid per toediening waarmee in dit hoofdstuk gerekend is voor de

verschillende behandelingen. Voor behandelingen waarbij er keuze is uit meerdere radionucliden, is ervoor gekozen om in deze paragraaf alleen de resultaten te laten zien voor het radionuclide dat na uitscheiding de grootste gewogen Re_{ing} -waarde geeft. Een uitzondering hierop is de NG-therapiebehandeling van Neuro-endocriene tumoren: daar is voor Lu-177 gekozen (zie ook paragraaf 5.4.3).

*Tabel 5.2 Maximale toegediende activiteit per behandeling, die in deze studie zijn gebruikt voor berekenen totale toegediende activiteit in 2021. De maximale activiteit is weergegeven van het radionuclide dat als eerste vermeld staat in de rij. Getallen met een * zijn gemiddelde maximale activiteit waarden van meerdere behandelingen, berekend zoals aangegeven in de tekst.*

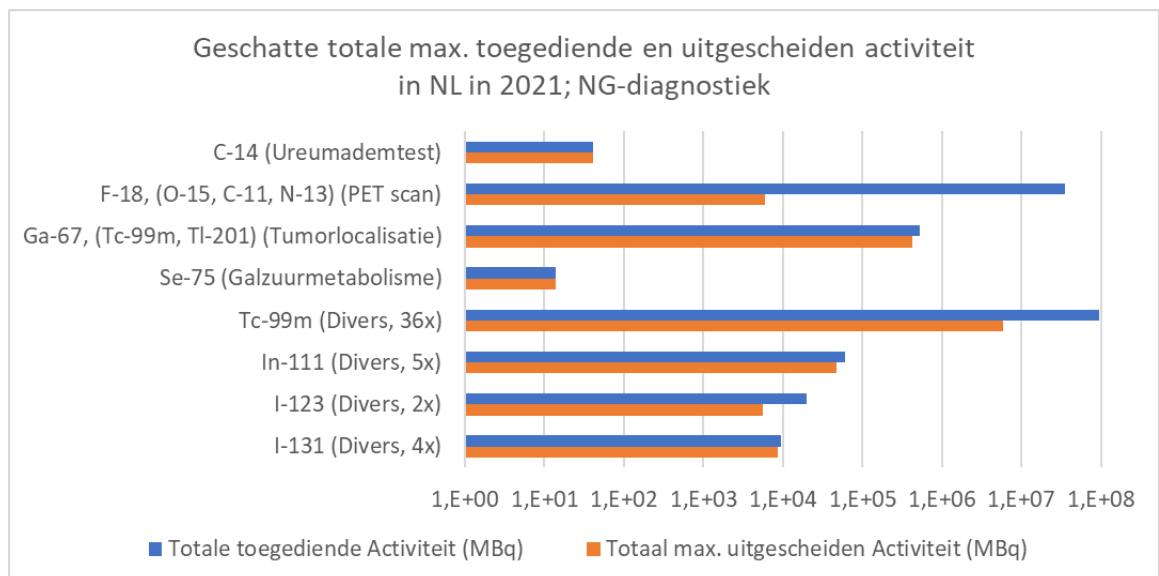
NG-diagnostiek

	Max. activiteit per toediening (MBq)*
C-14 (Ureumademtest)	0,2
F-18, (O-15, C-11, N-13) (PET-scan)	250
Ga-67, (Tc-99m, Tl-201) (Tumorlocalisatie)	185
Se-75 (Galzuurmetabolisme)	0,4
Tc-99m (Divers, 36x)	539*
In-111 (Divers, 5x)	161*
I-123 (Divers, 2x)	4*
I-131 (Divers, 4x)	11*

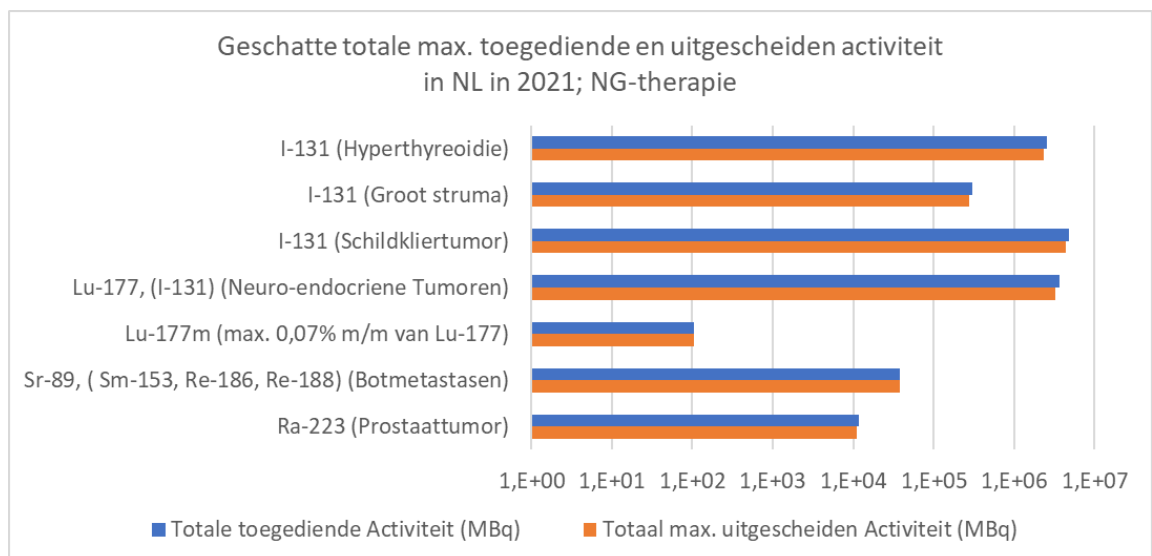
NG-therapie

	Max. activiteit per toediening (MBq)*
I-131 (Hyperthyreoïdie)	1.000
I-131 (Groot struma)	1.000
I-131 (Schildkliertumor)	7.400
Lu-177, (I-131) (Neuro- endocriene tumoren)	7.400
Lu-177m (max. 0,07% m/m van Lu-177)	0,2
Sr-89 (Sm-153, Re-186, Re-188) (Botmetastasen)	150
Ra-223 (Prostaattumor)	5

Figuren 5.7 en 5.8 tonen voor respectievelijk NG-diagnostiek en NG-therapie per type behandeling de geschatte totale toegediende activiteit van een radionuclide (per behandeling) en de maximaal uit te scheiden activiteit.



Figuur 5.7 Geschatte totale maximaal toegediende en maximaal uitgescheiden activiteit (in MBq) per type behandeling bij NG-diagnostiek in Nederland voor 2021. De schaal is logaritmisch. De activiteit is berekend voor het radionuclide dat als eerste vermeld staat in de rij (bij behandelingen met keuze uit meerdere radionucliden; F-18 en Ga-67).



Figuur 5.8 Geschatte totale maximaal toegediende en maximaal uitgescheiden activiteit (in MBq) per type behandeling bij NG-therapie in Nederland voor 2021. De schaal is logaritmisch. De activiteit is berekend voor het radionuclide dat als eerste vermeld staat bij iedere behandeling (bij behandelingen met keuze uit meerdere radionucliden; Lu-177 en Sr-89).

Uit de (logaritmische) Figuren 5.7 en 5.8 en de onderliggende aannames komt naar voren dat de totale hoeveelheid toegediende activiteit het grootste is bij F-18 (PET-scan) en bij Tc-99m door het grote aantal toedieningen per jaar en bij NG-therapiebehandelingen met I-131 en Lu-177, door met name de relatief hoge activiteit per toediening.

De radionucliden waarvoor de activiteit berekend is, hebben halveringstijden die (veel) langer zijn dan één dag (Tabel 5.1), waardoor er relatief weinig verschil lijkt te zitten tussen de toegediende en uitgescheiden activiteit. Alleen F-18 en Tc-99m hebben een halveringstijd die kleiner is dan één dag. Deze radionucliden nemen daardoor relatief snel af, in vergelijking met de andere genoemde radionucliden.

Tabel 5.3 laat een overzicht zien van de gewogen Re_{ing} per type behandeling (voor een specifiek radionuclide) en van de gegevens die zijn gebruikt om deze waarden te berekenen. Hieruit komt naar voren dat de verdeling tussen de type behandelingen onderling, er in vergelijking met de verdeling bij de uitgescheiden activiteit (Figuren 5.7 en 5.8) anders uit ziet.

Tabel 5.3 Totale maximaal uitgescheiden gewogen Re_{ing} in 2021. 'e_ing' is de ingestiedosiscoëfficiënt voor een volwassen lid van de bevolking, CRw is een correctiefactor voor halveringstijd en accumulatie (zie paragraaf 5.3.3.2). Het aantal Re_{ing} is berekend voor het radionuclide dat als eerste vermeld staat bij iedere behandeling in de tabel.

	Max. uitgescheiden activiteit (MBq) in 2021	e_ing volwassene (Sv/Bq)	CRw	Max. uitgescheiden gewogen Re_{ing} in 2021
C-14 (Ureumademtest)	$4,1 \times 10^1$	$5,8 \times 10^{-10}$	100	2
F-18, (O-15, C-11, N-13) (PET scan)	$6,1 \times 10^3$	$4,9 \times 10^{-11}$	0,001	0,0
Ga-67, (Tc-99m, Tl-201) (Tumorlocalisatie)	$4,3 \times 10^5$	$1,9 \times 10^{-10}$	0,001	0,1
Se-75 (Galzuurmetabolisme)	$1,4 \times 10^1$	$2,9 \times 10^{-9}$	1	0,0
Tc-99m (Divers, 36x)	$6,0 \times 10^6$	$2,2 \times 10^{-11}$	0,001	0,1
In-111 (Divers, 5x)	$4,7 \times 10^4$	$2,9 \times 10^{-10}$	0,001	0,0
I-123 (Divers, 2x)	$5,6 \times 10^3$	$2,1 \times 10^{-10}$	0,001	0,0
I-131 (Divers, 4x)	$8,7 \times 10^3$	$2,2 \times 10^{-8}$	0,1	19
I-131 (Hyperthyreoïdie)	$2,4 \times 10^6$	$2,2 \times 10^{-8}$	0,1	5.239
I-131 (Groot struma)	$2,8 \times 10^5$	$2,2 \times 10^{-8}$	0,1	608
I-131 (Schildkliertumor)	$4,4 \times 10^6$	$2,2 \times 10^{-8}$	0,1	9.698
Lu-177, (I-131) (Neuro-endocriene Tumoren)	$3,3 \times 10^6$	$5,3 \times 10^{-10}$	0,01	17
Lu-177m (max. 0,07% m/m van Lu-177)	$1,0 \times 10^2$	$1,7 \times 10^{-9}$	1	0,2
Sr-89 (Sm-153, Re-186, Re-188) (Botmetastasen)	$3,8 \times 10^4$	$2,6 \times 10^{-9}$	1	98
Ra-223 (Prostaattumor)	$1,1 \times 10^4$	$1,0 \times 10^{-7}$	0,1	111

De drie NG-therapiebehandelingen waarbij alleen I-131 wordt ingezet, dragen relatief het meeste bij aan de totale gewogen Re_{ing} van alle behandelingen samen, namelijk 98 procent.

Lu-177, die in relatief grote totale activiteit wordt uitgescheiden, draagt nauwelijks bij aan de totale Re_{ing} . In vergelijking met I-131 komt dat vooral doordat Lu-177 een veel lagere ingestiedosiscoëfficiënt heeft. Ook lozingen van F-18 en Tc-99m spelen één dag na toediening geen rol van betekenis meer in het totale aantal Re_{ing} dat wordt uitgescheiden.

5.6 Schatting van de dosis voor leden van de bevolking

In deze paragraaf worden de aantallen toedieningen, totaal uitgescheiden activiteit en totaal aantal Re_{ing} (paragraaf 5.4 en 5.5), vergeleken met gegevens uit RIVM-studie van 2002 [3] en 2004 [4]. Via deze vergelijking wordt geanalyseerd of de huidige effectieve jaardosis voor leden van de bevolking, door de lozing van medische radionucliden, nog vergelijkbaar kan zijn met de dosiswaarden die in 2002 zijn bepaald. En zo niet, hoeveel ordegrottes verschil er dan wordt verwacht.

5.6.1 Dosiswaarden RIVM-studie uit 2002

De dosis voor leden van de bevolking is in de 2002-studie [3] met behulp van een rekenmodel bepaald. Dit rekenmodel wordt beschreven in een RIVM-studie van Pruppers en Blaauboer uit 2002 [117]. De berekeningen zijn gedaan per medische instelling, op basis van gegevens uit de periode 1988-1989. De jaardosis is berekend voor de Maximaal theoretisch mogelijke Lozingen in Water ('MLW') van tweeëndertig instellingen en voor de werkelijke lozingen vanuit drieënveertig medische instellingen. Tabel 5.4 geeft een samenvatting van deze in 2002 berekende dosiswaarden, die ook in Tabel 21 van het 2002-rapport van Eleveld et al. [3] staan. De maximum- en minimumwaarden geven hierbij de dosiswaarden van de afzonderlijke medische instellingen met respectievelijk de grootste en de kleinste dosiswaarde in de dataset. De in 2002 berekende gemiddelde waarde is de gemiddelde dosiswaarde van de medische instellingen samen.

Tabel 5.4 Samenvatting van individuele en collectieve dosiswaarden van medische instellingen, voor waterlozingen van medische radionucliden, berekend in 2002 per instelling. Data afkomstig uit Tabel 21 van RIVM-rapport, Eleveld et al. uit 2002 [3]. MLW is hierbij de Maximaal theoretisch mogelijke Lozing naar Water (in een jaar). De weergegeven 'Totale waarde' is in dit voorliggende rapport berekend uit de weergegeven gemiddelde waarde.

	MLW (n = 32; 1998)		Werkelijke lozing (n = 43; uit periode 1988 - 1999)	
	Individuele dosis (microSv/j)	Collectieve dosis (mensSv/j)	Individuele dosis (microSv/j)	Collectieve dosis (mensSv/j)
Maximum waarde	$1,5 \times 10^{-3}$	$6,2 \times 10^{-4}$	$2,7 \times 10^{-5}$	$1,1 \times 10^{-5}$
Minimum waarde	$6,9 \times 10^{-8}$	$2,8 \times 10^{-8}$	$1,6 \times 10^{-9}$	$6,3 \times 10^{-10}$
Gemiddelde waarde	$4,0 \times 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{-6}$
Totale waarde	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,1 \times 10^{-3}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$5,2 \times 10^{-5}$

De MLW-dosiswaarden zijn berekend in de 2002-studie zelf, op basis van inkoopgegevens uit 1998 van medische instellingen. Hierbij is

uitgegaan van een 'worst-case-scenario', met volledige uitscheiding na toediening en geen vervalopslag voorafgaand aan lozing.

Bij de modelberekening van de ingestiedosis is de aanname gedaan dat de gehele waterlozing uit I-131 bestond. Verdere toelichting is te vinden in het 2002-rapport van Eleveld et al. [3].

Uit de gemiddelde waarde is in het voorliggende rapport een totale individuele jaardosis en een totale collectieve jaardosis berekend van alle lozingen van alle medische instellingen in Nederland gezamenlijk ('Totale waarde'). Deze totaalwaarden staan ook in Tabel 5.4.

De totaalwaarden zijn berekend door de gemiddelde dosiswaarde voor de 'MLW' te vermenigvuldigen met 32 (instellingen) en de gemiddelde waarde van de 'werkelijke lozing' met 43 (instellingen).

Uit de 'collectieve dosis' (in mensSv) kan de gemiddelde dosis per lid van de bevolking worden berekend, door te delen door het aantal inwoners van Nederland voor het betreffende kalenderjaar.

De totale MLW-dosiswaarde kan worden beschouwd als de theoretisch maximale individuele of collectieve jaardosis, door de gezamenlijke waterlozingen vanuit zowel alle medische instellingen als ook alle overige locaties na het ontslag van patiënten (bijvoorbeeld lozing naar het riool bij hen thuis).

In de praktijk is de maximale individuele dosis (voor de meest blootgestelde persoon) veel lager, doordat niet alle radionucliden die door een ziekenhuis worden ingekocht uiteindelijk toegediend en geloosd worden. Niet alle toegediende radionucliden worden uitgescheiden door de patiënten (bio-kinetiek en radioactief verval; zie 5.2.2.1 en 5.2.2.2). Daarnaast wordt door een deel van de medische instellingen ook vervalopslag toegepast (5.2.2.3).

Dit is ook te zien aan de totale dosiswaarde voor de 'werkelijke lozing' vanuit de medische instellingen (Tabel 5.4). Deze is ordegrrootes lager is dan de MLW-dosiswaarden (hoewel bepaald voor meer instellingen).

In de al eerder genoemde RIVM-studie uit 2004 [4], is beschreven dat de geschatte 'individuele dosis' voor een lid van de bevolking geschat werd op minder dan 0,1 microSv per jaar. In deze 2004-studie is de dosis niet opnieuw berekend. In plaats daarvan is deze overgenomen uit de 2002-studie, na vergelijking van de gegevens over inkoop en toedieningen van radionucliden met die uit de 2002-studie.

De genoemde dosis van minder dan 0,1 microSv uit de vorige RIVM-rapporten geldt ook voor de meest blootgestelde individuen en is een relatief lage dosis. Om die reden is er in de voorliggende studie voor gekozen om alleen een schatting te maken van de huidige dosis op basis van de uitgescheiden hoeveelheid radionucliden (in Re_{ing}) en vergelijking met de eerder bepaalde dosiswaarden uit de 2002-studie [3]. Deze keuze bij lage dosiswaarden is nader toegelicht in paragraaf 2.5.4. Een meer gedetailleerde uitwerking van de dosisbepaling, met aanvullende gegevensverzameling en uitgebreide modelberekeningen met bijvoorbeeld 'PC-Cream 08' (toegepast in hoofdstuk 4), werd voor dit hoofdstuk over de medische lozingen niet nodig geacht.

5.6.2 *Veranderingen in toegediende, uitgescheiden en geloosde medische radionucliden ten opzichte van de RIVM-studie uit 2002*

In het eerdergenoemde RIVM-rapport uit 2002 [3], zijn op basis van de inkoopgegevens van radionucliden schattingen gemaakt van de maximaal theoretisch mogelijke lozing in water ('MLW') per zorginstelling, per jaar. Daarbij is ('worst-case') aangenomen dat alle inkoop-radionucliden werden toegediend, alles weer werd uitgescheiden en er geen vervalopslag was. De lozingswaarden werden hierbij uitgedrukt in het aantal gewogen Re_{ing} per jaar. De minimale, maximale en gemiddelde waarden staan in Tabel 11 van het rapport uit 2002 [3]. Het ging hierbij om data uit de periode tussen 1988 en 1999. In het voorliggende rapport wordt de geschatte uitgescheiden hoeveelheid radionucliden in 2021 (paragraaf 5.5), vergeleken met die uit het rapport van 2002 [3].

Uitgescheiden en geloosde hoeveelheid radionucliden (gewogen Re_{ing})

Uit de gegevens in dit 2002-rapport (gemiddelde waarde in Tabel 11 van [3]) volgt dat de totale MLW van 32 onderzochte instellingen, gezamenlijk ongeveer 4.900 gewogen Re_{ing} per jaar was. De werkelijke lozingen van 43 medische instellingen samen was 34 gewogen Re_{ing} per jaar.

De totale maximaal uitgescheiden hoeveelheid radionucliden in de voorliggende studie is bijna 16.000 gewogen Re_{ing} voor 2021 (sommatie van laatste kolom in Tabel 5.3).

Hoewel het aantal gewogen Re_{ing} op basis van inkoopcijfers (studie 2002), waarschijnlijk iets hoger uitvalt dan op basis van het aantal uitgescheiden gewogen Re_{ing} (24 uur na toediening), is wel duidelijk dat het aantal gewogen Re_{ing} in 2021 ongeveer een factor vier groter is ten opzichte van de MLW-gegevens uit de periode 1988-1999.

Het aantal Re_{ing} over 2021, is bepaald op basis van twee keer zoveel medische instellingen dan in de studie van 2002. Ook is het aantal instellingen waar I-131 wordt toegediend sinds de jaren negentig gegroeid, van rond de 23 instellingen toen, via ongeveer 50 in 1998, naar 57 in 2021. Omdat I-131 relatief veel bijdraagt aan een gewogen Re_{ing} -waarde in vergelijking met verschillende andere radionucliden, kan dit de toename verklaren.

Bijdrage van radionucliden

I-131 (86 procent), I-125 (9 procent) en Sr-89 (8 procent) waren volgens de 2002-studie de voornaamste radionucliden die de MLW bepaalden. Dit was vastgesteld op basis van inkoopgegevens uit 1998. Het voornaamste radionuclide dat in de voorliggende studie over 2021, bijdroeg aan de uitgescheiden gewogen Re_{ing} is I-131 (98 procent), gevolgd door Ra-223 (1 procent) en Sr-89 (1 procent; onder de aanname dat bij de betreffende behandeling geen andere radionucliden zijn ingezet in 2021).

De absolute en relatieve bijdrage van I-131 aan de totale uitgescheiden gewogen Re_{ing} , lijkt op basis van de huidige studie toegenomen in de afgelopen decennia.

Toedieningen van I-131

In de RIVM studies uit 2002 ([3]; Tabel 12) en 2004 ([4]; Tabel 9) staan tabellen met daarin het aantal toedieningen van I-131 bij verschillende NG-therapiebehandelingen voor 1998 respectievelijk 2001.

Ook geven deze tabellen een schatting van het aantal Re_{ing} dat patiënten lozen buiten de medische instellingen na ontslag (bijvoorbeeld thuis). Tabel 5.5 vermeldt de toedieningsaantallen, samen met die uit 2021. Voor de behandeling Hyperthyreoïdie maken de IMS-data geen onderscheid tussen poliklinisch en klinische toedieningen. Voor 2021 is ervan uitgegaan dat alle poliklinische en klinische toedieningen gezamenlijk zijn verzameld en is voor de berekeningen uitgegaan van maximaal 1.000 MBq per toediening. Kijken we naar de totalen, dan lijkt (o.b.v. de IMS-data) het aantal toedieningen bij Hyperthyreoïdie afgenomen. Het aantal toedieningen voor Struma en Carcinoom is in vergelijking met de eerdere studies toegenomen.

Tabel 5.5 Overzicht van aantal toedieningen en van geschatte lozingshoeveelheid door patiënt na ontslag (in Re_{ing}) van I-131 bij verschillende NG-therapiebehandelingen voor verschillende jaren.

	max. per toediening (MBq)	Aantal I-131 toedieningen		
		1998	2001	2021
Hyperthyreoïdie (poliklinisch)	400	2.240	2.680	
Hyperthyreoïdie (klinisch)	1000	1.760	1.580	
Hyperthyreoïdie (poliklinisch en klinisch)	1000			2.596
	Totaal	4.000	4.260	2.596
Groot struma (Struma)	1000			402
Schildkliertumor (Carcinoom)	7400	300		843
Carcinoom/Struma/MIBG	7400/1000/7400		530	
		1998	2001	2021
		Lozing na ontslag	Lozing na ontslag	Lozing na ontslag
		Re_{ing}	Re_{ing}	Re_{ing}
	Patiënt (thuis)	8.480	9.958	6.823-9.224

Lozing I-131 buiten medische instelling na ontslag patiënt

De geschatte geloosde hoeveelheid I-131 (in Re_{ing}) buiten de medische instelling door ontslagen patiënten staat ook in Tabel 5.5 vermeld. In de studies uit 2002 en 2004 is een schatting gemaakt op basis van het aantal toedieningen van I-131 bij de NG-therapiebehandelingen en verschillende aannames over de nog overgebleven hoeveelheid radionucliden bij uitscheiding. De geschatte lozing na poliklinische toediening (150 MBq per totale uitscheiding) was daarbij groter dan de klinische (24 MBq per totale uitscheiding), omdat bij poliklinische lozing de patiënt sneller na toediening ontslagen wordt (meestal dezelfde dag als de toediening). Voor Struma en Carcinoom, die ook klinisch zijn, werd uitgegaan van 24 MBq per (totale) uitscheiding.

Om de getallen van 2021 met die van de eerdere studies te vergelijken, is een vergelijkbare schatting van de 'thuisuitscheiding' in Re_{ing} berekend en gesommeerd voor de drie behandelingen. Omdat voor 2021 bij de behandeling Hyperthyreoïdie niet bekend is hoeveel van de toedieningen poliklinisch is uitgevoerd, is een range berekend met de aanname dat minstens tweederde tot alle toedieningen poliklinisch waren (150 MBq per uitscheiding per toediening) en de rest klinisch (24 MBq).

Gegeven de aannames, is voor 2021 de hoeveelheid I-131 die na ontslag uit het ziekenhuis door de patiënten naar het rioolwater wordt geloosd, waarschijnlijk niet toegenomen ten opzichte van 1998 en 2001. De toename die te zien is in totale uitgescheiden hoeveelheid (in gewogen Re_{ing} ; Tabel 5.3), zit in de toename van het aantal toedieningen bij de klinische behandelingen met I-131, Struma en Schildklierkanker (Carcinoom).

Lozingen van radionucliden

De RIVM-studie uit 2002 [3] concludeerde dat de lozingen van radionucliden vanuit de medische instellingen naar het rioolwater (overeenkomend met totaal 34 gewogen Re_{ing}), relatief klein zijn ten opzichte van de lozingen door patiënten na ontslag buiten de medische instelling (bijvoorbeeld thuis).

Omgerekend naar gewogen Re_{ing} komt de hoeveelheid I-131 die buiten de medische instellingen naar het riool wordt geloosd, in de verschillende studies (Tabel 5.5) overeen ongeveer 900 gewogen Re_{ing} . Dit is berekend door de in Tabel 5.5 weergegeven Re_{ing} -waarde te vermenigvuldigen met de correctiefactor CR_w van 0,1 voor I-131.

De totale lozingen (in Re_{ing}) vanuit de medische instellingen worden relatief beperkt door het gebruik van vervalopslag bij de instellingen met het grootste gebruik van radionucliden.

5.6.3 Effectieve jaardosis voor leden van de bevolking

Op basis van de resultaten die beschreven staan in 5.6.1 en 5.6.2 is duidelijk geworden dat de totale maximaal theoretisch mogelijke lozing in water ('MLW'), op basis van inkoopgegevens uit de periode 1988-1999, overeenkwam met ongeveer 4.900 gewogen Re_{ing} per jaar. Dit was onder de aannames van volledige uitscheiding van de toegediende activiteit en zonder vervalopslag. In dat geval maakt het voor de dosisberekening niet uit waar de lozing zal plaatsvinden: binnen de medische instelling zelf, of, na ontslag van de patiënt, daarbuiten.

De totale individuele ingestiedosis van de totale maximaal theoretische lozingen is op basis van de 2002-gegevens, geschat op $1,3 \times 10^{-2}$ microSv per jaar (Tabel 5.4, 'MLW'). Hierbij werd aangenomen dat de lozingen voor 100 procent uit I-131 bestonden.

De totale maximaal uitgescheiden hoeveelheid radionucliden in de voorliggende studie is bijna 16.000 gewogen Re_{ing} voor 2021. Dit wordt voor 98 procent bepaald door I-131. Wanneer ook hier conservatief wordt aangenomen dat alle uitgescheiden radionucliden geheel worden geloosd (geen vervalopslag), is het mogelijk om een vergelijking te maken met de ingestiedosiswaarde die bepaald is voor de maximaal theoretische lozing.

Bij lozing van 16.000 gewogen Re_{ing} I-131, wordt een ingestiedosis voor leden van de bevolking verwacht, die ongeveer vier keer hoger is, dan die op basis van de genoemde 2002-gegevens. De conservatief geschatte, theoretisch maximale individuele jaardosis is dan 5×10^{-2} microSv. De collectieve dosis is ordegrroottes lager en de gemiddelde dosis per lid van de bevolking die daaruit berekend wordt, is nog weer ordegrroottes kleiner.

5.7 Discussie over geloosde medische radionucliden

5.7.1

Onzekerheden in schatting van toedieningen en uitgescheiden activiteit

De gepresenteerde resultaten in dit hoofdstuk, zijn gebaseerd op schattingen van het aantal toedieningen van radionucliden bij bepaalde behandelingen en op aannames om de totale maximale uitgescheiden activiteit te benaderen. In de daarvoor verzamelde data zitten verschillende onzekerheden.

- De resultaten die in dit hoofdstuk staan, zijn gebaseerd op gegevens uit het RIVM-IMS dataoverzicht, met daarin het aantal behandelingen per declareerbare zorgcode. Het inventariseren en verzamelen van de toedieningsdata per behandeling in het IMS is niet geautomatiseerd en niet gestandaardiseerd. Iedere vergunninghouder vult handmatig enquêtes in. Aangeleverde toedieningsdata kan daardoor onvolledig zijn en/of onjuistheden bevatten.
- Het totale aantal toedieningen per behandeling per jaar bij NG-therapie, wordt door de meeste algemene ziekenhuizen niet doorgegeven voor het IMS. Daarom is daarvan in deze studie een schatting gemaakt. Het is niet duidelijk hoe reëel deze schatting is.
- In de dataoverzichten van het IMS, is er zowel voor NG-diagnostiek als voor NG-therapie een declareerbare code die 'alle overige nucleair geneeskundige behandelingen' wordt genoemd. Van deze behandelingen is niet duidelijk wat voor radiofarmaca er worden toegediend. Van deze behandelingen zijn zowel het radionuclide, als de maximaal toegediende activiteit per toediening, niet bekend. Het gaat bij NG-diagnostiek om 5 procent van het totaal aantal opgegeven toedieningen en bij NG-therapie om 20 procent. Van alle doorgegeven toedieningen bij NG-therapie valt bij de UMC's 30 procent van de toedieningen onder de 'overige' code en bij de CAT- en ALG-ziekenhuizen is dat 10 procent.

Omdat met name bij NG-therapie er relatief veel activiteit per toediening wordt gebruikt, en vooral I-131 een bijdrage aan het aantal gewogen Re_{ing} geeft, zou dit voor een onderschatting van de uitgescheiden activiteit en gewogen Re_{ing} kunnen hebben gezorgd.

Bij het schatten van de maximaal uitgescheiden activiteit is in deze studie conservatief ervan uitgegaan, dat bij alle toedieningen de maximale aanbevolen toedieningsactiviteit is toegediend. Ook is uitgegaan van volledige uitscheiding na 24 uur. In de praktijk zal de gemiddelde toegediende activiteit onder het maximale aanbevolen niveau liggen en duurt de volledige uitscheiding meestal langer dan 24 uur. Verwacht wordt dat deze aannames voor een overschatting hebben gezorgd van de

uitgescheiden activiteit. Dit zou de hierboven beschreven onderschatting (deels) kunnen compenseren.

- Het aantal toedieningen van radionucliden bij NG-therapie, van behandelingen die nog in de onderzoeksfase zitten, worden niet doorgegeven aan het IMS. Dit soort behandelingen worden vooral uitgevoerd door UMC's en verschillende grotere algemene ziekenhuizen. Er is, op een enquête uit 2019 na, geen actueel overzicht van het aantal toedieningen van dit type behandelingen. De bijdrage van de radionucliden uit de onderzoeksfase aan de totale uitgescheiden activiteit en het totaal aantal gewogen Re_{ing} , zijn daardoor niet bekend.
- Verder is op basis van het aantal behandelingen per declareerbare zorgcode in de IMS-data, niet bekend hoeveel toedieningen van ieder type radiofarmacon binnen dezelfde zorgcode worden gedaan. Hierdoor is het aantal toedieningen per radionuclide en de totale maximale uitgescheiden activiteit eigenlijk niet bekend en zijn in deze studie aannames daarover gedaan.
- Voor het kunnen volgen van ontwikkelingen door de tijd, in de radionucliden (als radiofarmacon) die worden gebruikt en in het aantal toedieningen ervan, zijn meer radionuclide-specifieke toedieningsgegevens nodig. Dit geldt met name voor de NG-therapiebehandelingen uit zowel de huidige declareerbare zorg als ook voor die uit de onderzoeksfase.

5.7.2 *Dosisverdeling over Nederland*

De lozingen van radionucliden naar RWZI's en van daaruit (deels) naar oppervlaktewater, vinden verspreid over heel Nederland plaats.

Er zijn een paar regio's in Nederland, bij Amsterdam en bij Rotterdam, waar relatief veel (en grote) ziekenhuizen op dezelfde RWZI lozen (zie STOWA rapport uit 2019 [121]). Deze RWZI's zijn ieder weer onderdeel van een waterschap, waar meerdere RWZI's op hetzelfde oppervlaktewater lozen. Het is mogelijk dat er in deze regio's in vergelijking met andere regio's in Nederland meer radionucliden bij de RWZI's en uiteindelijk ook in oppervlaktewater terecht komen.

Rijkswaterstaat-metingen van I-131 in zwevende stof uit oppervlaktewater bij het Noordzeekanaal (ter hoogte van IJmuiden) en de Nieuwe Waterweg (ter hoogte van Maassluis), laten zien dat sinds 1998 de activiteitsconcentratie van I-131 in het Noordzeekanaal is toegenomen.

In de Nieuwe Waterweg daarentegen wordt er nauwelijks I-131 gemeten en is geen toename te zien (zie Figuur 9 uit RIVM-rapport 2023-0072 [111]).

5.7.3 *Gedetailleerde dosisschattingen voor specifieke blootstellingsscenario's*

In deze studie is de dosis voor leden van de bevolking door lozingen van medische radionucliden geschat. Omdat de dosis relatief klein is, is er geen uitgebreide gedetailleerde berekening van de dosis uitgevoerd.

Voor het doorrekenen van specifieke blootstellingsscenario's, bijvoorbeeld voor specifieke populaties of wanneer er bepaalde nieuwe radionucliden geloozd gaan worden, kunnen meer specifieke, gedetailleerde en modelmatig berekeningen gewenst zijn.

In dat geval zou aanvullende informatie nodig kunnen zijn, over bijvoorbeeld de omvang en samenstelling van de lozingen vanuit de

ziekenhuizen of over het gebruik van vervalttanks. Ook zou meer inzicht nodig kunnen zijn over de verdeling van de lozingen over Nederland, de omvang van de lozingen naar de RWZI's, de verspreiding van de radionucliden bij de RWZI's (over zuiveringsfilter, slib, oppervlaktewater) en/of de samenstelling van het effluent.

Voor het modeleren van de verspreiding van radionucliden in het milieu en het berekenen van dosiswaarden zijn specifieke modellen te gebruiken, zoals 'PC-Cream 08' [54], of modellen zoals beschreven staan in Vives i Batlle et al. (2024) [122] en De With et al. (2023) [123].

5.8 Conclusies

Verspreid over heel Nederland werden in 2021, op meer dan zeventig verschillende locaties radionucliden aan patiënten toegediend voor nucleaire geneeskunde.

Vergeleken met RIVM-studies van twintig jaar geleden, is er bij NG-diagnostiek een grote toename geweest in het aantal toedieningen van radionucliden, door de opkomst van de PET-scan (Positron Emission Tomography). In 2021 werd dit meer dan 140.000 keer uitgevoerd. Bij NG-therapie nam het gebruik van Lu-177, Ra-223 en I-131 in de afgelopen twintig jaar toe.

De ruim 300.000 toedieningen in Nederland bij NG-diagnostiek dragen nauwelijks bij aan de totale geloosde dosishoeveelheid (gewogen Re_{ing}), in vergelijking met de ongeveer 7.000 toedieningen bij de verschillende NG-therapiebehandelingen (in de declareerbare zorg).

Van alle behandelingen gezamenlijk draagt I-131 voor 98 procent bij aan de totale maximaal uitgescheiden ingestiedosishoeveelheid (in gewogen Re_{ing}).

Ondanks de toename in het aantal toedieningen in de afgelopen twintig jaar, is de dosisbijdrage van op water geloosde medische radionucliden aan de totale jaardosis voor leden van de bevolking, nog steeds minder dan 0,1 microSv. Dit geldt zowel voor de meest blootgestelde individuen, als ook voor de gemiddelde dosis per lid van de bevolking.

6 Consumentenproducten en andere radioactieve gebruiksvoorwerpen

6.1 Inleiding

Sommige gebruiksvoorwerpen die (al dan niet gereguleerd) beschikbaar zijn voor het publiek bevatten radioactieve stoffen. Gebruikers en verzamelaars van deze gebruiksvoorwerpen kunnen daardoor een stralingsdosis ontvangen. In de afgelopen dertig jaar is er in verscheidene RIVM-rapporten (zie o.a. [1, 124]) de individuele en/of collectieve of gemiddelde stralingslast voor de bevolking door blootstelling aan destijds gangbare gebruiksvoorwerpen berekend en gepubliceerd. Meestal werden deze voorwerpen 'consumentenproducten' genoemd. Voor dit rapport wordt het begrip consumentenproducten in paragraaf 6.2 nader gedefinieerd.

Het voorhanden hebben, verhandelen en gebruiken van producten die radioactiviteit bevatten, is in principe verboden, tenzij deze handelingen gerechtvaardigd zijn (zie Artikel 2.2, lid 3, Bbs, [17]). In de praktijk worden radioactieve producten alleen als 'gerechtvaardigd' beschouwd als er geen alternatief voor bewezen werking met een specifiek doel bestaat (zie de categorieën in Bijlage 2.1 van Rbs [18]). De technologie van vandaag de dag kan bijna altijd voorzien in goede niet-radioactieve alternatieven. Daarom zijn er vrijwel geen nieuwe gerechtvaardigde toepassingen geïntroduceerd in de afgelopen decennia¹² (vergelijk Rbs [18] met Bkse en Bs [16, 98]).

Door voortschrijdende (technologische) ontwikkelingen, aangescherpte regelgeving of een combinatie daarvan is het zo dat veel van de gebruiksvoorwerpen die in het verleden bijdroegen aan de gemiddelde dosis grotendeels uit de handel zijn verdwenen. Denk bijvoorbeeld aan thoriumhoudende gloeikousjes voor kampeersers en radioactieve rookmelders: het verbod op (particuliere) handel in deze producten en de aanwezigheid van nieuwere, niet-radioactieve alternatieven heeft ervoor gezorgd dat ze (veel) minder worden gebruikt. De verwachting is dan ook dat de dosis door blootstelling aan gebruiksvoorwerpen sinds de laatste rapportage [125] afgenomen is.

Handhaving van het verbod op handel van illegale producten is echter ingewikkeld, met name omdat laagdrempelige (en desgewenst anonieme) toegang tot het internet de mogelijkheid biedt om nieuwe soorten radioactieve gebruiksvoorwerpen te importeren – vaak vanuit het verre Oosten – en om bestaande artikelen ongehinderd te verhandelen. Voorbeelden hiervan zijn bekend geworden doordat ze, na een melding of bij toeval, zijn ontdekt door een inspectiedienst. De aanwezigheid van (inmiddels) illegale producten is dus niet volledig uit te sluiten.

¹² Een enkel voorbeeld waarbij dit wel gebeurde: thoriumhoudende 'High Intensity Discharge' (HID) lampen zijn in dit rapport toegevoegd aan de behandelde categorieën.

Naast gebruiksvoorwerpen die radioactieve stoffen bevatten bestaan er ook toestellen voor consumentengebruik die ioniserende straling uitzenden. Dit hoofdstuk behandelt beide subcategorieën.

6.2 Afbakening

Volgens de regelgeving vallen onder de noemer 'consumentenproducten' alleen 'apparaten of producten waarin doelbewust een of meer radionucliden zijn ingebracht, of die bij activering radionucliden voortbrengen of die ioniserende straling uitzenden, en die zonder toezicht of controle [...] aan leden van de bevolking kunnen worden verkocht of ter beschikking gesteld.' (Bijlage 1, Bbs [17]).

Verschillende eerdere inventarisaties van de dosis door consumentenproducten hebben zich in meer of mindere mate beperkt tot deze wettelijke definitie. In dit rapport is de verzameling van te behandelen producten iets breder gedefinieerd. Het doel van het rapport is immers de stralingsbelasting voor leden van de bevolking te achterhalen. Het is daarbij niet per se relevant of de producten waaraan men blootgesteld kan worden, zijn toegestaan. Daarmee zijn bijvoorbeeld de categorieën zoals in de meest recente IAEA-publicatie over consumentenproducten [126] - hierin worden alleen de toegestane producten behandeld - voor de doeleinden van dit rapport in principe niet uitputtend genoeg.

Eveneens is het voor de gebruiker niet van belang dat de radioactieve stoffen al dan niet 'doelbewust' in het product zijn verwerkt. Toch wordt in dit rapport de 'doelbewuste inbrenging' gehandhaafd in de afbakening van de te behandelen producten; anders zou ieder object dat per toeval besmet is geraakt door aanraking met één of andere radioactieve stof behandeld moeten worden. De aanwezigheid van de 'doelbewustheidsclausule' in deze afbakening betekent dat bepaalde artikelen die volgens sommige definities als consumentenproducten zouden kunnen gelden - denk aan voeding en tabaksmiddelen - niet in dit hoofdstuk worden opgenomen. De bijdrage van voeding is beschreven in het vorige rapport van deze reeks [10].

De wettelijke lijst vormt dus in principe geen uitputtende weergave van de verscheidenheid aan producten waarmee leden van de bevolking geconfronteerd kunnen worden. Om een redelijke inschatting te maken van de gemiddelde dosis die realistisch gezien te verwachten is, zijn voor dit rapport de te behandelen producten geselecteerd aan de hand van de volgende voorwaarden:

- 1. Gebruiksvoorwerpen.** In deze categorie bevinden zich producten waaraan doelbewust radioactief materiaal is ingebracht. Bovendien moet van de producten kunnen worden verondersteld dat ze in omloop zijn onder de bevolking, en dat ze aan een dosis zouden kunnen bijdragen voor individuele leden van de bevolking. Dit kunnen zowel 'oude bekenden' in de stralingsbeschermingswereld als 'nieuwe aanwas' zijn. In dit rapport wordt de selectie van te behandelen producten gedaan aan de hand van de eerdere publicaties van het RIVM over dit onderwerp [1, 124, 125].

De selectie is aangevuld met nieuwe import, zoals beschreven in recent onderzoek [127]. Onder deze categorie vallen ook voorwerpen of producten die toegepast worden in openbare gebouwen.

2. **Toestellen.** Naast de gebruikelijke 'radioactieve producten' bestaan er toestellen die geen radioactieve stoffen bevatten, maar wel ioniserende straling kunnen uitzenden als ze ingeschakeld zijn. Deze producten worden in de wetgeving (Artikel 1 lid f, Kew [15]) dan ook apart benoemd van radioactieve stoffen (Artikel 1 lid d, Kew [15]). Hoewel de meeste van zulke toestellen industriële of medische toepassingen hebben, zijn er ook toestellen die vrij verkrijgbaar en redelijkerwijs te gebruiken zijn door consumenten. Hierbij gaat het om toestellen waarin kathodestraalbuizen (ook wel bekend als *beeldbuizen*) zijn verwerkt. Behalve deze groep is in het controlesysteem ook nog een categorie van toestellen met een maximale buisspanning van minder dan 5 kiloVolt (kV) vrijgesteld [17]. Zulke toestellen kunnen in principe tot een dosis leiden bij de gebruiker, zijn - vanwege de vrijstelling - in theorie vrij te verkrijgen door consumenten, en worden dan ook genoemd in dit rapport.

Blootstelling van burgers aan straling van toestellen die industriële of medische toepassingen hebben (en dus niet particulier gebruikt worden), is geen onderdeel van dit hoofdstuk. Blootstelling door toestellen bedoeld voor medische doeleinden valt buiten de scope van dit rapport¹³.

Een overzicht van alle voorwerpen die in dit rapport als consumentenproducten worden aangemerkt, is gegeven in paragraaf 6.4. Er worden (afhankelijk van de beschikbaarheid van gegevens) gemiddelde en/of maximale dosiswaarden gegeven voor blootgestelde individuen. Deze worden gebruikt om een schatting te geven van de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking. Het aantal blootgestelde individuen wordt daarbij geschat aan de hand van de verspreidingsgetallen van de producten. Beroepsmatige blootstelling wordt niet behandeld. Ook kijken we niet naar ongevals- of incidentscenario's.

6.3 Methode

Om de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking te berekenen zijn er twee getallen nodig: de individuele dosis bij blootstelling aan een product (in microSv per jaar) en het totale aantal blootgestelde individuen. Om de gemiddelde dosis per inwoner van Nederland te berekenen, wordt het product van de individuele dosis bij blootstelling en het totale aantal blootgestelde individuen gedeeld door het totale inwonersaantal. Voor deze laatste wordt met achttien miljoen (18.000.000) gerekend. De vergelijking wordt dan als volgt:

$$\text{gemiddelde dosis} = \text{individuele dosis} * \frac{\text{aantal blootgestelde individuen}}{18.000.000 \text{ inwoners}} \quad (6.1)$$

¹³ Dit onderwerp wordt behandeld in het derde en laatste rapport uit de serie 'Blootstelling in Nederland aan ioniserende straling', gewijd aan blootstellingen door medische diagnostiek.

De individuele dosis bij blootstelling is voor de meeste van de behandelde producten grondig uitgerekend in eerdere RIVM-onderzoeken [1, 124, 127]. Tenzij nader vermeld, zijn deze (oude) getallen gebruikt. Wanneer relevant zijn de oude getallen opnieuw berekend met inachtneming van eventueel gewijzigde dosisconversiecoëfficiënten. Omdat het bij de meeste producten lang levende radioactieve stoffen betreft, zal de activiteit in de tussentijd niet zodanig verminderd zijn dat de individuele dosis merkbaar veranderd is. Bij producten waar afname in activiteit gedurende de afgelopen decennia wel door verval een rol speelt, kan het zo zijn dat doorlopende productie of invoer van de producten tot gevolg heeft dat de activiteit van de producten in de praktijk gelijk blijft. In eventuele gevallen waar deze twee regels niet opgaan werd, afhankelijk van de grootte van de individuele of gemiddelde dosis door het betreffende product, voor dit rapport een kwalitatieve of kwantitatieve correctie toegepast.

Voor alle typen producten is geprobeerd om actuele cijfers over de verspreiding van de artikelen te achterhalen of te schatten. Dit is gebeurd met getallen over inname en opslag van radioactief afval (bij COVRA, zie ook hoofdstuk 3), of een inschatting aan de hand van historische cijfers. In bijna alle gevallen van consumentenproducten is de verwachting dat de verspreiding van de artikelen zeer beperkt is. De geringe verspreiding maakt dat er in sommige gevallen geen of weinig betrouwbare data over aantallen beschikbaar zullen zijn. Daarom bestaan sommige berekeningen voor een deel uit schattingen aan de hand van trends in de historische verspreidingscijfers, eventueel in combinatie met aanscherpingen in de wet- en regelgeving. Vanwege onzekerheden in schattingen van aantallen of individuele doses worden alle gemiddelde doses berekend op één significant cijfer.

De genoemde onzekerheden in schattingen van met name de verspreiding van producten is groot: voor veel producten is het niet ondenkbaar dat de schattingen in de praktijk (tot op orden van grootte) te conservatief zijn. Deze neiging naar conservatieve aannamen, geldt in veel gevallen ook voor de dosis berekend voor individuele blootstellingsgevallen. In de meeste gevallen is er geen reden om de schattingen naar boven bij te stellen sinds de eerdere rapportage [124, 125]. Een samenvatting met de productcategorieën, waarbij aangegeven wordt of er voor dit rapport nieuwe informatie of berekeningen zijn toegepast, staat in Tabel 6.1.

6.4 Doses door consumentenproducten en radioactieve gebruiksvoorwerpen

6.4.1 Rookmelders

De verkoop van rookmelders met radioactief materiaal voor de particuliere woningmarkt is sinds 31 december 2005 verboden [128]. De toentertijd meest gangbare rookmelders, met Am-241 als stralingsbron, hebben een gemiddelde levensduur van tien jaar. Vrijwel alle exemplaren met Am-241 zullen in de afgelopen 18 jaar dus vervangen zijn door niet-radioactieve varianten. De vraag hierbij blijft hoeveel oude of kapotte melders nog ergens in huis zijn opgeslagen.

Tegelijkertijd moet er rekening worden gehouden met rookmelders in openbare- en bedrijfsruimten: voor deze doeleinden zijn de radioactieve melders (voorlopig) wel gerechtvaardigd.

De individuele dosis voor blootstelling aan particuliere rookmelders die aan het plafond hangen, is in het verleden vastgesteld op 0,1 microSv per jaar, terwijl de dosis voor bedrijfsmatige rookmelders is vastgesteld op 0,04 microSv per jaar [124].

Een precies aantal blootgestelden zal voor beide categorieën rookmelders moeilijk te geven zijn. Het ligt voor de hand dat een deel van de in 2003 geschatte hoeveelheid rookmelders (2 miljoen particulier, 10 miljoen bedrijfsmatig [124]) verdwenen is. De campagne waarbij winkelketens en bouwmarkten bijdroegen aan inname van oude, radioactieve rookmelders zal daarbij geholpen hebben. Door de verspreide inname is het echter wel moeilijker geworden om te achterhalen hoeveel melders er ingeleverd zijn. Het is bekend dat er in de periode 2010-2015 ongeveer 30.000 melders zijn ingeleverd bij de COVRA [129]. Afname volgens ditzelfde tempo zou anno 2024 geen noemenswaardige vermindering van verspreidingsgetallen tot gevolg hebben, als we de geschatte verspreiding in 2003 als uitgangspunt nemen.

Als we aannemen dat iedere rookmelder gemiddeld 2,12 individuen bestraalt (gemiddelde omvang huishouden, [130]) met de individuele dosis volgens [124], en rekenend met de bovenstaande getallen van verspreiding, komt de gemiddelde dosis met behulp van formule 6.1 op $8,2 \times 10^{-2}$ microSv per jaar. Dit getal komt voort uit een somming van de gemiddelde dosis door particuliere en bedrijfsmatige rookmelders. Deze bijdrage zit voor zowel de individuele dosis als de gemiddelde dosis onder de grenzen voor een gedetailleerdere berekening, en voor de gemiddelde dosis onder de grens van 0,1 microSv per jaar. Het lijkt aannemelijk dat de bovenstaande verspreidingsgetallen zeer conservatief zijn (voor de dosis).

6.4.2

Gloeikousjes

Sinds 2002 geldt een verbod voor de verkoop van gloeikousjes met radioactief materiaal (Th-232). Nieuwe technieken als LED-verlichting en niet-radioactieve yttrium-gloeikousjes zorgden ervoor dat radioactieve gloeikousjes niet meer als gerechtvaardigd konden worden gezien. Bovendien is het zo dat gebruik van dit type gloeikousjes uitputtend is: na een bepaalde tijd is de gloeikous 'op'. Zodoende worden radioactieve gloeikousjes alleen in individuele uitzonderingsgevallen nog gebruikt. In 2000 waren er nog maar maximaal 20.000 stuks in gebruik in Nederland [124]. Twintig jaar later zal daarvan nog maar een fractie over zijn. Een individuele dosis van 100 microSv per jaar werd in het verleden geschat voor het gebruik van dit product [1, 124, 125]. De dosisconversiecoëfficiënt voor Th-232 zoals die werd gebruikt voor die berekeningen ($2,5 \times 10^{-4}$ Sv/Bq) is in de tussentijd bijgesteld naar $2,5 \times 10^{-5}$ Sv/Bq [131]. Daarmee wordt de individuele dosis nu op 10 microSv per jaar geschat.

Bij invullen van formule 6.1 levert een schatting van maximaal 1.000 blootgestelde individuen bij een individuele dosis van 10 microSv per

jaar [1, 124, 125] een bijdrage aan de gemiddelde dosis van minder dan 0,0006 microSv per jaar. Deze bijdrage valt onder de grens van 0,1 microSv per jaar, hoewel de individuele dosis dus in sommige gevallen hoger dan 10 microSv per jaar kan zijn.

6.4.3 *Antistatische middelen*

Antistatische middelen zijn producten die gebruikt kunnen worden om de statische elektriciteit van gebruiksvoorwerpen af te 'poetsen'. Het meest gangbare voorbeeld is een borstel met microscopische bolletjes die polonium-210 bevatten.

Met de individuele dosis per product op 0,01 microSv per jaar [124] zou dit product door tienmaal de grootte van de Nederlandse bevolking gebruikt moeten worden om boven de 0,1 microSv per jaar uit te komen. Omdat er geen bewijs is gevonden van recent gebruik van dit artikel onder de bevolking, kunnen we veilig aannemen dat de bijdrage voor de gemiddelde dosis door dit product lager is dan 0,1 microSv per jaar.

6.4.4 *Thoriumhoudende lasstaven*

Bij bepaalde vormen van laswerk werd en wordt soms nog steeds gebruikgemaakt van met thorium-232 gelegerde laselektroden. Hoewel deze toepassing inmiddels niet meer als gerechtvaardigd wordt gezien [18], hebben onderzoeken in het verleden aangetoond [132, 133] dat de betreffende WT-20 of vergelijkbare elektroden nog altijd (al dan niet incorrect gelabeld) in omloop zijn. Uit eerdere berekeningen blijkt [124] dat bij professioneel gebruik een individuele dosis kan worden ontvangen van 100-200 microSv per jaar. Mocht er onverhoopt sprake zijn van individueel (niet-professioneel) gebruik, dan zal dit veel minder uren aan blootstelling per jaar behelzen. Met een dag per week aan serieus hobbywerk zou de individuele dosis op een vijfde van het professioneel gebruik kunnen uitkomen: 20-40 microSv per jaar. Er moet echter ook opgemerkt worden dat individueel gebruik niet veel zal voorkomen. Deze apparatuur is namelijk duur om aan te schaffen en specialistisch van aard. Het aantal blootgestelden wordt voor dit rapport geschat op minder dan tienduizend. Met het invullen van bovenstaande getallen in formule 6.1, wordt de gemiddelde dosis minder dan 2×10^{-2} microSv per jaar en dus ook lager dan 0,1 microSv per jaar.

6.4.5 *Luminescentie*

Verlichting gebaseerd op gasvorming tritium (Gaseous Tritium Light Sources) bestaat in veel verschillende vormen, waarvan sommige in gebruik zijn onder de bevolking. Bekende voorbeelden zijn de lichtgevende bordjes voor nooduitgangen, die vanwege hun veiligheidsbevorderende eigenschappen toegestaan zijn, maar ook varianten van zogenoemde 'bètalights' zoals lichtgevende visdobbers of sleutelhangers, die verboden zijn. Van deze laatste typen artikelen is de verwachting dat ze tot op zekere hoogte circuleren onder de bevolking. Het hoge 'gadget'-gehalte en de parallelle handel op internet maakt het onmogelijk om de producten volledig uit te bannen.

Er bestaat nog een bron van onzekerheid in de schatting van de verspreiding van deze producten: Defensie kent verscheidene toepassingen ervan en het gebruik van de objecten binnen Defensie is

vanwege vertrouwelijkheid moeilijk te achterhalen. Wanneer dit materiaal buiten dienst wordt gesteld, moet het (mits (nog) radioactief) volgens de gebruikelijke regels worden afgevoerd, dat wil zeggen naar de COVRA. Er is geen aanleiding om aan te nemen dat Defensie niet handelt volgens de regelgeving op grond van de Kernenergiewet. De mogelijkheid dat voorwerpen incidenteel in het particuliere circuit belanden, wordt dan ook niet verder behandeld. De eventuele bijdrage van artikelen die door Defensie gebruikt worden, worden dus niet in dit rapport meegenomen.

De zwakke bètastraling van deze producten wordt meestal door het omhullende materiaal of de tussenliggende lucht al zodanig afgeschermd, dat de dosis voor gebruikers verwaarloosbaar is, zolang er geen lekkage in de omhulsels optreedt. Het risico op lekkage is in de eerdere rapportages verwaarloosd [1, 124]. Hiermee gaan we dus uit van een individuele dosis van 0 microSv per jaar.

Gezien de genoemde onzekerheden over verspreiding, wordt er in dit rapport aangenomen dat zowel de dosis bij individuele blootstelling als het aantal aanwezige producten (en daarmee blootstellingen) hetzelfde zijn gebleven ten opzichte van de eerdere rapportages [1, 124]. Het aantal blootgestelden blijft gelijk als destijds gesteld op 5.000. De individuele dosis bedraagt volgens onze aannames echter 0 microSv per jaar, dus is ook de gemiddelde dosis 0 microSv per jaar. Hiermee is deze categorie te verwaarlozen voor de conclusies van dit rapport, zowel voor individuele blootstellingen als de gemiddelde dosis.

6.4.6 *Cameralenzen*

Sommige typen ouderwetse cameralenzen bevatten een aanzienlijke activiteit aan thorium-232. Bij veelvuldig gebruik of in opslag (denk aan musea of verzamelaars) is het in principe mogelijk dat een individuele dosis van meer dan 10 microSv per jaar wordt ontvangen.

De individuele dosis loopt op basis van verschillende berekeningen uiteen tussen 0,2 en 4 microSv per jaar [1, 124]. Deze doses zijn berekend voor het gebruik van de camera, met het oog op de afstand die nodig is om door de lens te kijken. Op een afstand van een meter wordt de dosis al gauw een orde van grootte kleiner. Uit de geraadpleegde literatuur wordt niet eenduidig helder welke gammadosisconstante is gebruikt voor de berekening. Verschillen in de afgelopen decennia zijn van de constante voor dit nuclide niet van een dergelijke orde dat de berekening niet meer geldig zou zijn. Vergelijk de in verschillende bronnen gerapporteerde waarden voor het omgevingsdosisequivalenttempo voor thorium-232 [134-136].

Hierbij kan aangetekend worden dat voor beide getallen geldt dat de blootstellingsduur op 1.200 uren per jaar is aangenomen. Voor hobbyisten -het ligt niet in de lijn der verwachting dat professioneel camerapersoneel tegenwoordig nog thoriumhoudende lenzen gebruikt- lijkt dit aan de zeer ruime kant.

In 2003 wees het onderzoek uit dat er met 70.000 blootgestelden gerekend moest worden [124]. Wij verwachten dat het gebruik sindsdien zal zijn gedaald, hoewel de mate waarin dit is gebeurd moeilijk

te bepalen is. Als dezelfde verspreidingsgetallen worden aangenomen, zal de gemiddelde dosis uitkomen op 0,02 microSv per jaar, wanneer een individuele dosis van 4 microSv per jaar wordt ingevuld in formule 6.1. Daarmee blijft de gemiddelde dosis onder de 0,1 microSv per jaar.

6.4.7 *Uurwerken en aanwijsinstrumenten*

In deze categorie worden zowel uurwerken als instrumenten als kompassen bedoeld die radioactief oplichtend materiaal bevatten. Hierbij zijn de volgende nucliden bekend: tritium (H-3), promethium-147 en radium-226. Radium-226 is voor deze toepassing al sinds de jaren zestig buiten gebruik en wordt analoog aan de geraadpleegde literatuur (zie volgende alinea) niet in dit overzicht meegenomen.

Individuele dosis kan worden ontvangen door de remstraling van beta-deeltjes van tritium of promethium. De equivalente huiddosis kan daarbij oplopen tot 0,35 milliSv per jaar (Pm-147) en van 0 tot 3 milliSv per jaar (H-3) [125] en [137].

De effectieve dosis door de remstraling werd in het verleden geschat op 3 microSv per jaar voor Pm-147 [125]. Hierbij bevond het uurwerk zich op een gemiddelde afstand van 30 cm tot de diverse delen van het lichaam. Voor deze berekening werd gebruikgemaakt van een gammadosisconstante van $7 \times 10^{-6} \text{ microSv h}^{-1} \text{ MBq}^{-1}$ (op 1 meter afstand). Uurwerken die zich bevinden op grotere afstand van het lichaam (zoals wanneer ze niet gedragen worden), zullen een veel minder hoge dosisbijdrage leveren en kunnen daarmee verwaarloosd worden.

De effectieve dosis door de remstraling wordt voor tritium verwaarloosbaar geacht, omdat deze straling dermate laag-energetisch is dat die niet door de meest oppervlakkige laag van de huid komt.

De individuele dosis door inwendige blootstelling door lekkend tritium is geschat op 8 microSv per jaar en geldt voor slechts een klein deel van de uurwerken [124, 125], waarmee deze bijdrage voor dit rapport verwaarloosd wordt.

Met een individuele dosis per blootgestelde van 3 microSv per jaar en een aangenomen omvang van de blootgestelde groep van maximaal 10.000 dragers van radioactieve horloges wordt de gemiddelde dosis bepaald op minder dan 2×10^{-3} microSv per jaar, en is deze dus lager dan 0,1 microSv per jaar.

6.4.8 *Elektronica (gasdiodes, 'spark gap devices')*

Gasdiodes van verschillende types kunnen de radionucliden cobalt-60 of H-3 bevatten. Hiervan zijn de varianten met cobalt-60 tegenwoordig vermoedelijk geheel in onbruik geraakt in Nederland: in 1994 waren er al zeer weinig van en sindsdien zijn ze niet meer geproduceerd [138]. Over tegenwoordige productie of invoer van de tritiumhoudende artikelen is door ons niets gevonden.

Het is aannemelijk dat het gebruik dus verder uitgefaseerd is. Daarnaast is de gemiddelde activiteit van het gebruikte tritium in de aanwezige producten sinds de laatste inventarisering in 2003 met een factor 3 door verval afgenomen. Ook hier wordt lekkage niet als een risico bij regulier

gebruik beschouwd [124], waarmee de individuele dosis bij regulier gebruik in bijna alle gevallen op 0 kan worden geschat. Hiermee levert deze categorie dus geen bijdrage aan de individuele of de gemiddelde dosis.

6.4.9 *Overslagbeveiligingen*

Een overslagbeveiliging is een soort elektrische zekering die aangebracht wordt om bij hoogspanningsmasten en spoorlijnen het risico op doorslag te verkleinen. Deze producten kunnen promethium-147 bevatten en kunnen een individuele dosis tot gevolg hebben die is berekend op 4×10^{-6} microSv per jaar [124]. Hieraan werden tijdens het geciteerde onderzoek 500.000 mensen blootgesteld bij treinstations [124]. Hoewel het aantal deelnemers aan treinverkeer sinds het jaar 2003 gestegen is [139], worden er in dit rapport geen corresponderende wijzigingen aan deze getallen doorgevoerd. De schatting voor het aantal blootgestelden was in 2003 namelijk expliciet zeer conservatief. De gemiddelde dosis wordt na berekening met formule 6.1 geschat op 1×10^{-7} microSv per jaar. Dat is minder dan 0,1 microSv per jaar.

6.4.10 *HID lampen*

High Intensity Discharge- (HID) lampen komen voor in bijvoorbeeld winkels, treinstations en luchthavens vanwege hun hoge lichtopbrengst. Sommige van deze lampen bevatten krypton-85 of thorium-232 en het is niet ongebruikelijk dat de activiteit in dergelijke lampen de vrijstellingswaarde benadert of overschrijdt [126].

De individuele dosis voor normale blootstelling aan zowel kryptonhoudende als thoriumhoudende lampen is 1 microSv per jaar volgens het IAEA-rapport uit 2016 [126]. In hetzelfde document wordt echter gesteld dat het gebruik van realistischere blootstellingsscenario's zou leiden tot een 'insignificante' individuele dosis voor leden van de bevolking.

Vanwege hun hoge lichtopbrengst gecombineerd met energie-efficiëntie wordt deze soort lampen als gerechtvaardigd gezien. Vanwege het gebruik op plaatsen waar mensen in het algemeen regelmatig komen en in overeenstemming met een eerdere interne RIVM-inventarisatie (uit 2018) van de verspreidingsgetallen, wordt het aantal blootstellingen aan beide typen lampen voor dit rapport op 10 miljoen gesteld (in totaal 20 miljoen blootstellingen). Daarmee wordt de gemiddelde dosis zoals berekend met formule 6.1: minder dan 0,5 microSv per jaar voor zowel krypton- als thoriumhoudende lampen, dat minder dan 1 microSv per jaar in totaal.

Met de toename van het gebruik van LED-verlichting in de afgelopen jaren is het aannemelijk dat de blootstellingsgetallen uit 2018 gedaald zijn, of in ieder geval een dalende trend kennen. De hier berekende gemiddelde dosis is dus waarschijnlijk erg conservatief.

6.4.11 *Starters in TL-buizen*

TL-starters zijn apparaatjes die de vonk voor het starten van een TL-lamp maken. Dit kan worden gedaan via ionisatie door radioactief materiaal: meestal tritium (H-3) of krypton-85. Het gebruik van TL-licht

is in de afgelopen jaren teruggedrongen door technieken als LED. Hierom ligt ook een daling van het aantal TL-starters voor de hand.

In het geval van tritium wordt geen individuele dosis verwacht. De externe straling wordt afgeschermd door omhullend materiaal en lekkage wordt niet aanneemelijk geacht. De individuele dosis door blootstelling aan Krypton-TL-starters is berekend op 3×10^{-5} microSv per jaar [124]. Aangezien we ervan uit mogen gaan dat de gehele voorraad in de tussentijd niet ververs is, zal de dosis in de twintig jaar sindsdien dankzij verval van het radioactieve krypton (halfwaardetijd 10,76 jaar) alleen maar afgenomen zijn.

In 2003 werd het aantal van deze TL-starters dat in omloop was nog op twee miljoen geschat (1 miljoen H-3, 1 miljoen Kr-85) [124]. Inmiddels zijn TL-buizen voor het grootste deel vervangen door andere soorten verlichting zoals LED-panelen. In de laatste jaren is een verbod op verkoop van TL-verlichting gekomen [140, 141] en zal de verspreiding nog verder dalen. Hoewel de verspreiding momenteel en ook in de toekomst waarschijnlijk niet exact op nul zal uitkomen, is dat in dit geval niet relevant: de individuele dosis is dermate laag dat dit product niet noemenswaardig bijdraagt aan de stralingslast, of het aantal blootgestelden nu 1.000 of 100.000 betreft. Zelfs een conservatieve schatting met 100.000 blootgestelde individuen levert slechts een gemiddelde dosis van minder dan 2×10^{-7} microSv per jaar. Deze bijdrage is minder dan 0,1 microSv per jaar.

6.4.12 *Keramik, mineralen, sieraden*

Er is een grote verscheidenheid aan keramische producten, zoals bakstenen, dakpannen, tegels, et cetera. die natuurlijke radioactiviteit bevatten. Hierbij gaat het vooral om (de reeksen van) radium-226 en uranium-238. De bijdrage van natuurlijke radioactiviteit in bouwmaterialen is al beschreven in [10]. Ook keramische sieraden worden in dit rapport niet behandeld: de radioactiviteit is hier net als bij de bouwmaterialen niet doelbewust toegevoegd.

Mineralen (denk aan edelstenen in sieraden) kunnen verschillende radionucliden bevatten, maar een dosisberekening hebben we enkel gevonden voor sieraden die keramiek met uranium-238_{sec} bevatten [125]. Dit geldt ook voor door neutronen geactiveerde edelstenen: er is niet voldoende informatie om een schatting van individuele doses te geven. Wel is bekend dat bijvoorbeeld de bestraling van topaas reeds in 1996 is verboden [125]. Het is aanneemelijk dat dit fenomeen dan ook geen rol van betekenis meer speelt in de huidige dosisverdeling.

Ook bestaan er de bekende vormen van het groene uraniumglas dat soms nog ter versiering wordt verzameld. Volgens eerdere rapportage is de activiteit bij deze producten zodanig laag, dat ze niet als radioactief worden gezien en is deze categorie dan ook niet nader behandeld [1, 124, 125].

Zodoende nemen wij aan dat de bijdrage van deze categorie voor de individuele dosis (behoudens uitzonderingsgevallen) en daarmee voor de gemiddelde dosis voor de bevolking minder is dan 0,1 microSv per jaar.

6.4.13 *Uraniumtegels*

In recent RIVM-onderzoek [142] is de individuele dosis berekend die ontvangen kan worden door blootstelling in huis aan radioactieve siertegels waarin uranium is verwerkt. Deze tegels werden gebruikt in portieken, entreehallen en trappenhuizen van woningen die gebouwd zijn in de eerste decennia van de twintigste eeuw. De individuele dosis door externe bèta- en gammastraling in het *woonscenario* wordt bepaald op 15 microSv per jaar [142]. Er is geen getalsmatige informatie bekend over de aanwezigheid van dergelijke tegels in woningen. Wel kunnen we een schatting maken. De bouwjaarcategorie 1925-1945 vertegenwoordigt minder dan 10 procent van de woningen in Nederland [143]. We gaan ervan uit dat maximaal de helft van deze woningen dergelijke tegels bevat – vanwege tussentijdse renovaties, of het überhaupt ontbreken van de tegels in originele staat. Ook nemen we aan dat de gemiddelde hoeveelheid bewoners voor deze categorie niet afwijkt van het gemiddelde voor alle bouwjaarcategorieën. Zodoende zal minder dan vijf procent van de bevolking worden blootgesteld aan de genoemde individuele dosis van 15 microSv per jaar. De gemiddelde effectieve jaardosis zal daarmee (afgerond) onder de 1 microSv per jaar liggen.

6.4.14 *Overig*

In de afgelopen jaren zijn er verscheidene soorten producten aan het licht gekomen, die radioactiviteit bevatten en eenvoudig via het internet besteld kunnen of konden worden door leden van de bevolking. Een voorbeeld is de zogenaamde 'negative ion technology', waarbij items als armbandjes en hangers worden verrijkt met radioactief materiaal om de energie of de focus van de drager te verhogen. Een ander voorbeeld is de wasbol verrijkt met thorium-232, die in staat zou zijn om de was schoon te krijgen zonder gebruik van wasmiddel. Dit soort producten zijn erg divers en via het internet makkelijk te verkrijgen. Al met al zijn ze daarom lastig af te bakenen of op aantallen in te schatten.

Eerder onderzoek van het RIVM heeft aangetoond dat blootstelling door gebruik van deze producten de dosislimieten (voor individuele equivalente huiddosis) kan benaderen of mogelijk zelfs overschrijden [127]. In dit rapport is ervoor gekozen om de artikelen die bij het genoemde onderzoek aan het licht kwamen als een representatieve steekproef te veronderstellen. De *individuele equivalente huiddosis* door blootstelling wordt voor deze categorie dus als het gemiddelde van de artikelen uit dat onderzoek genomen op $29,2 \pm 12,5$ milliSv per jaar.

Om de effectieve dosis E_{huid} die correspondeert met de bovenstaand genoemde equivalente huiddosis H_{huid} te bepalen, gebruiken we de volgende berekening:

$$E_{\text{huid}} = H_{\text{huid}} * w_{\text{huid}} * \left(\frac{\text{Bestraald huidoppervlak (cm}^2\text{)}}{3000 \text{ cm}^2} \right) \quad (6.2)$$

waarbij w_{huid} gelijk is aan de weefselweegfactor van de huid (0,01), en het bestraald huidoppervlak wordt aangenomen als zijnde gelijk aan 10 cm². In overeenstemming met ICRP-publicatie 57 en corresponderende aanbevelingen van NRPB wordt gerekend met 3.000 cm² voor de

gevoelige huid [144, 145]¹⁴. Zo komt de verwachte individuele *effectieve* dosis E_{huid} uit op 1 microSv per jaar.

Omdat er altijd wel een niche markt bestaat voor 'energiestenen' en dergelijke soort producten, moeten we ervan uitgaan dat deze producten tot op zekere hoogte verspreid zijn onder de bevolking. Hierbij moet wel opgemerkt worden dat dit een lastige categorie is om een gereede inschatting van te maken. Doorgaans worden dit soort producten namelijk per toeval bij controles ontdekt. Het is niet uitgesloten dat er meer verschillende 'uitvoeringen' van deze producten bestaan, dan er bekend zijn bij de inspecties. Ook is het denkbaar dat juist de producten met de hoogste dosis door de inspecties zijn gesignaleerd, zodat er in werkelijkheid meer producten circuleren waarvan de gemiddelde dosis bij blootstelling dan wel weer lager uitvalt. We kennen geen getallen die ons iets zouden kunnen zeggen over de hoeveelheid blootstellingen in een jaar. Maar we kunnen wel aangeven dat, om boven de grens van verwaarloosbaarheid uit te komen, minstens één op de tien leden van de bevolking aan een dergelijk product moet zijn. De kans hierop lijkt ons zeer klein en dus concluderen we dat de bijdrage aan de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking minder is dan 0,1 microSv per jaar.

6.4.15 *Toestellen – Kathodestraalbuizen*

Kathodestraalbuizen (of *beeldbuizen*) komen voor in bijvoorbeeld beeldschermen, zoals ouderwetse TV-ontvangers en computerschermen (zogenoemde CRT-schermen). In het geval dat een lid van de bevolking intensief (2400 uur per jaar) werkt met een ouderwets computerscherm op een normale werkafstand van 50 centimeter, ligt het dosistempo op ongeveer 0,8 microSv per jaar, en de individuele dosis voor een vergelijkbaar televisiescherm is ongeveer 0,04 microSv per jaar [124].

Het is aannemelijk dat het gebruik van dit soort schermen inmiddels tot zeer lage aantallen is gedaald, aangezien nieuwere, vervangende modellen die geen röntgenstraling opwekken (LCD, plasmaschermen) inmiddels al vele jaren in gebruik zijn. Uit de cijfers van 2016-2019 van ICT milieumonitor [146-148] blijkt dat het aandeel CRT-schermen dat bij afvalsorteerstations terechtkomt, gestaag terugloopt. Hoewel het niet precies te achterhalen is, schatten we het aantal blootgestelden aan intensief gebruik van een dergelijk computerscherm op niet meer dan 10.000.

Met hetzelfde aantal blootgestelden voor televisieschermen met kathodestraalbuizen, is de totale bijdrage voor de gemiddelde dosis middels formule 6.1 op minder dan $0,4 \times 10^{-3}$ microSv per jaar geschat. Deze bijdrage is minder dan 0,1 microSv per jaar.

6.4.16 *Toestellen – Minder dan 5kV hoogspanning*

De maximale individuele stralingslast van deze categorie toestellen is in een RIVM-notitie uit 2016 uitgewerkt en bedraagt 3 microSv per uur wanneer geactiveerd, met het blootgestelde individu op 1 meter afstand [149]. In een situatie waarin een dergelijk toestel wel gebruikt zou worden, zou bijvoorbeeld een gebruik van honderd uur per jaar al

¹⁴ Alternatief wordt er voor dergelijke berekeningen ook uitgegaan van het totale huidoppervlak van ongeveer 18.000 cm². In dat geval komt de effectieve dosis een factor zes lager uit. Rekenend met 3.000 cm² komen we hier conservatief uit.

kunnen zorgen voor een individuele blootstelling van 300 microSv per jaar. Voor individuen is een dergelijk dosistempo dus niet verwaarloosbaar als het toestel veel gebruikt wordt. De gemiddelde uurdosis zal echter in de realiteit waarschijnlijk lager uitvallen dan de gegeven maximale waarde. In de genoemde RIVM-notitie werd al aangegeven dat verscheidene verzwakkende factoren (waaronder een lagere gemiddelde fotonenergie en bijbehorende lagere verhouding tussen effectieve dosistempo versus omgevingsdosisequivalenttempo, en een sterkere afscherming door lucht en de materialen van het apparaat zelf) het werkelijke effectieve dosistempo (fors) lager liggen [149].

Bovendien is het echter maar de vraag of dit soort toestel überhaupt voorkomt. Toestellen met een dergelijk lage maximale buisspanning zijn zo zeldzaam, dat het onderzoek horende bij de genoemde notitie [149] niet erin is geslaagd te inventariseren wat het voor producten betreft en hoeveel er in Nederland in gebruik zijn (door particulieren). Omdat niet zeker is of ze echt bestaan (in Nederland), berekenen we voor deze producten geen bijdrage aan de gemiddelde dosis. Hiermee wordt deze theoretisch mogelijke bijdrage verwaarloosd voor de conclusies van dit rapport.

6.5 Conclusies

De individuele en gemiddelde dosis zijn per behandelde product samengevat in Tabel 6.1. Hierbij is aangegeven voor welke producten nieuwe gegevens zijn gevonden, of waarvoor een gewijzigde berekening is gebruikt ten opzichte van het vorige RIVM-rapport over dosis door consumentenproducten [124].

Volgens de berekeningen komt de gemiddelde dosis voor leden van de bevolking, door blootstelling aan radioactieve consumentenproducten en andere producten die een stralingsdosis voor leden van de bevolking kunnen opleveren, uit op ten hoogste 2 microSv per jaar.

Dit totaal wordt gevormd door bijdragen van minder dan 1 microSv per jaar door HID-lampen, en een bijdrage van minder dan 1 microSv per jaar door uraniumtegels. De overige categorieën producten leveren bijdragen op voor de gemiddelde dosis van minder dan 0,1 microSv per jaar.

Daarmee zit de bijdrage aan de gemiddelde dosis door consumentenproducten en andere producten die een stralingsdosis voor leden van de bevolking kunnen opleveren, ruim onder het niveau van 10 microSv per jaar.

Tabel 6.1 Gemiddelde en individuele dosis door consumentenproducten en andere radioactieve gebruiksobjecten. Er is voor iedere categorie aangegeven of nieuwe gegevens of berekeningen zijn gebruikt ten opzichte van eerdere RIVM-rapportage over dosis door consumentenproducten.

Product	Gemiddelde dosis (microSv/j)	Individuele dosis (microSv/j)	Nieuwe gegevens of berekening sinds 2003
Rookmelders	< 0,1	0,1	Ja
Gloeikousjes	« 0,1	10	Ja
Antistatische middelen	« 0,1	< 0,1	Nee
Th-houdende lasstaven	< 0,1	40	Ja
Luminescentie	« 0,1	« 0,1	Nee
Cameralenzen	< 0,1	4	Nee
Uurwerken en aanwijsinstrumenten	< 0,1	3	Nee
Elektronica	« 0,1	« 0,1	Nee
Overslagbeveiligingen	« 0,1	« 0,1	Nee
HID lampen	< 1	1	Ja
Starters in TL-buizen	« 0,1	« 0,1	Ja
Keramiek, mineralen, sieraden	< 0,1	< 0,1	Nee
Uraniumtegels	< 1	< 15	Ja
Overige	< 0,1	1	Ja
Kathodestraalbuizen	« 0,1	0,8	Ja
Toestellen < 5 kV ¹	< 0,1	< 300	Ja

¹ Deze toestellen komen vermoedelijk niet voor in Nederland

De gemiddelde dosis per lid van de bevolking is laag. Maar dit wordt voor een deel bepaald door de geringe verspreiding van de producten in de samenleving: slechts een klein deel van de bevolking komt ermee in aanraking.

Voor de blootgestelde individuen is echter niet deze gemiddelde dosis van belang, maar de individuele dosis die ze kunnen ontvangen. Die kan in ieder geval bij gebruik van gloeikousjes, thoriumhoudende cameralenzen en -lasstaven, extreem hoog gebruik van straalbuizen en regelmatige blootstelling aan uraniumtegels en/of aan toestellen met een maximale buisspanning van minder dan 5 kV zodanig hoog zijn, dat het criterium voor de triviale dosis (10 microSv per jaar voor leden van de bevolking) benaderd of overschreden wordt.

Het verzamelen van grote hoeveelheden van sommige van deze producten kan een vergelijkbare of grotere dosis tot gevolg hebben.

Individuele blootstelling aan deze producten vertegenwoordigt daarmee wel enig risico. Maar vergeleken met de gemiddelde jaarlijkse achtergrond dosis door natuurlijke straling (ongeveer tussen 1,5 en 2,5 milliSv, [10]), is deze individuele dosis door consumentenproducten en andere radioactieve gebruiksvoorwerpen meer dan een factor honderd kleiner.

7 Fall-out

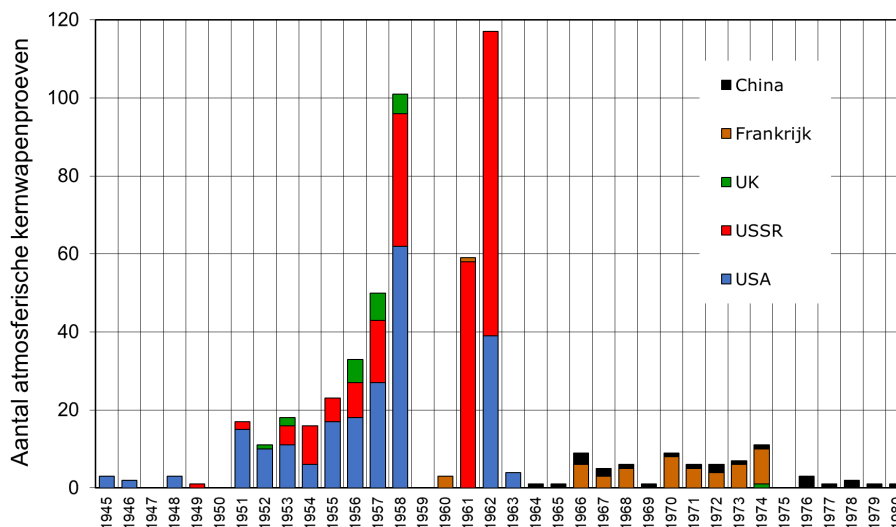
Nederland heeft in drie periodes te maken gehad met fall-out van radioactieve stofdeeltjes door kernwapenproeven en door ongevallen met civiele kerncentrales. De radionucliden zijn op duizenden kilometers afstand van de bron terecht gekomen. Dit hoofdstuk beschrijft deze situaties en presenteert schattingen van de gemiddelde stralingsdoses die leden van de bevolking -toen en nu- hierdoor ontvangen hebben.

7.1 Atmosferische kernwapenproeven

Tussen 1945 en 1980 zijn door de Verenigde Staten (VS), de Sovjet Unie (USSR), het Verenigd Koninkrijk (VK), Frankrijk en China in totaal meer dan 500 bovengrondse kernwapenproeven uitgevoerd. Ruim 300 daarvan werden gerealiseerd in de jaren 1957-1958 en 1961-1962 [150, 151]. In augustus 1963 tekenden de VS, het VK en de USSR de zogenoemde *Partial Test Ban Treaty* (PTBT). Dit verdrag hield een verbod in op het houden van kernwapenproeven in de atmosfeer, onder water en in de ruimte [152]. De PTBT reduceerde het aantal bovengrondse kernexplosies sterk.

Bij ondergrondse kernexplosies (zoals in Noord-Korea in 2006, 2009, en 2013 komen er geen of nauwelijks radioactieve stoffen vrij, blijkt uit metingen van het CTBTO [153].

Frankrijk en China, die in de ontwikkeling van kernwapens achterliepen op de andere nucleaire mogendheden, tekenden het PTBT pas later. Frankrijk stopte in 1974 met haar bovengrondse kernwapenproeven en China in 1980. Figuur 7.1 toont het aantal bovengrondse kernwapenexplosies per jaar en per land gedurende de periode 1945-1980.



Figuur 7.7.1 Indicatie van het aantal bovengrondse kernwapenproeven, per jaar en per land [151].

Bij een bovengrondse explosie van een op kernsplijting of kernfusie gebaseerde bom komen grote hoeveelheden radioactieve reactieproducten in de atmosfeer terecht. Afhankelijk van de hoogte en de geografische positie van de detonatie zal een groter of kleiner deel van deze radioactieve stoffen lokaal of regionaal neerslaan. Het resterende deel blijft lang en hoog in de lucht hangen en legt zo zeer grote afstanden af. Vooral bij vluchtige radionucliden, zoals Sr-90, Cs-137 en I-131, wordt een relatief groot deel van de bij de explosie gevormde radioactiviteit op globale schaal¹⁵ verspreid. Maar uiteindelijk worden ook die stoffen, voor zover nog niet vervallen, op het aardoppervlak gedeponeerd. Wat op het noordelijk halfrond is vrijgekomen, valt bijna geheel op het noordelijk halfrond neer. Datzelfde geldt ook voor het zuidelijk halfrond. De neerslag die op grote afstand neerkomt, is goed gemengd over het gehele halfrond en niet naar specifieke kernwapenproeven terug te herleiden, zo blijkt uit metingen aan isotopenverhoudingen [154-157].

Het gevolg is dat vrijwel de hele wereldpopulatie via verschillende blootstellingspaden een stralingsdosis heeft ontvangen. De blootstellingswegen van fall-out zijn *externe straling*, *inhalatie* en *ingestie*. Op de korte termijn draagt *inhalatie* het meest bij aan de stralingsdosis. Op de lange termijn zijn *externe straling* en *ingestie* dominant.

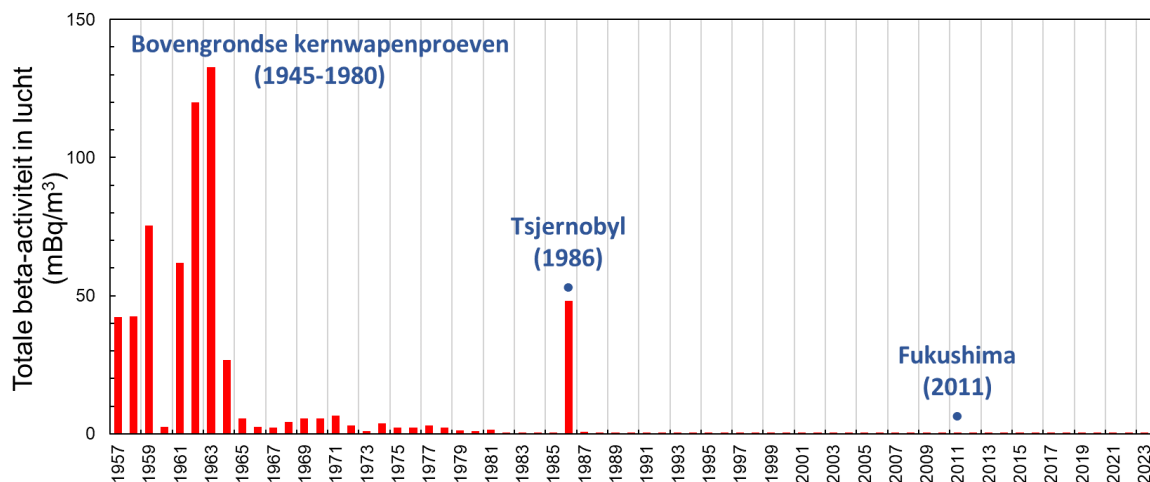
De energie die bij een kernexplosie vrijkomt, is evenredig met het aantal kernsplijtingen, en dat is een schatter voor de 'opbrengst' (kracht, '*yield*') van de explosie, uitgedrukt in kiloton (kt) of megaton (Mt). Ook de hoeveelheid radioactieve stoffen die wordt gevormd, is evenredig met het aantal kernsplijtingen. Dus de kracht van de explosie is in benadering evenredig aan de hoeveelheid vrijkomende radioactieve stoffen.

De opbrengst van een kernfusiebom (in feite gebaseerd op een combinatie van kernsplijting en kernfusie) is in de regel groter dan die van een conventionele kernsplijtbom. Met name in 1961 en 1962 zijn extreem zware kernfusiebommen getest, met als zwaarste de zogenoemde *Tsaar-bom* van de USSR (Nova Zembla, 30 oktober 1961). Met een opbrengst van 50 Mt was de explosie van dit exemplaar duizenden malen krachtiger dan de bom van 15 kt die in 1945 Hiroshima verwoest heeft.

Radioactiviteitsmetingen naar aanleiding van bovengrondse kernwapenproeven

De concentratie van de totale bèta-activiteit in lucht op leefniveau is een goede indicator voor de aanwezigheid van kunstmatige radioactiviteit in de biosfeer. Dat komt omdat veel radionucliden die uit kernsplijting afkomstig zijn onder bèta-emissie vervallen. Een toename van de concentratie van de totale bèta-activiteit op leefniveau wijst daarom op aanwezigheid van kunstmatige radionucliden in de lucht [158].

¹⁵ De globale verspreiding van radioactiviteit die bij kernexplosies hoog in de atmosfeer wordt gevormd, beperkt zich goeddeels tot het halfrond waar de explosie heeft plaatsgevonden. We zien dan ook verschillen in depositie tussen het noordelijk (fall-out gedomineerd door atmosferische kernwapenproeven van de USSR en China) en het zuidelijk halfrond (fall-out gedomineerd door atmosferische kernwapenproeven van de VS en Frankrijk).

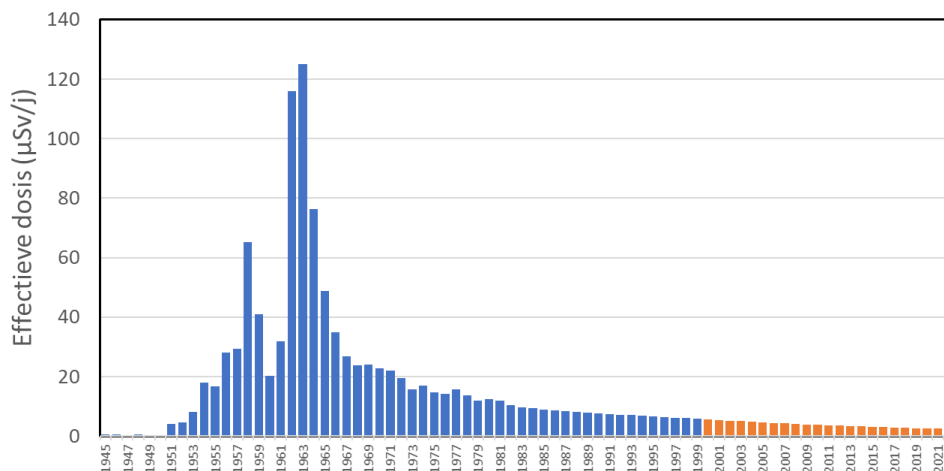


Figuur 7.2.2 Jaargemiddelde waarde van de totale bèta-activiteitsconcentratie in lucht, gemeten met behulp van luchtfilters in de periode 1957-2024 op locatie Bilthoven. De achtergrondwaarde van ongeveer $0,5 \text{ mBq/m}^3$ wordt vrijwel volledig verklaard door het van nature aanwezige Pb-210 [159].

Figuur 7.2 toont de jaargemiddelde waarden van de totale concentratie bèta-activiteit in lucht, bepaald op locatie Bilthoven. Deze meetgegevens zijn duidelijk gecorreleerd aan de effecten van de atmosferische kernexplosies (op het noordelijk halfrond) in de periode daarvoor, waarbij wordt opgemerkt dat het enkele jaren duurt voordat alle bij de explosies gevormde radioactiviteit uit de lucht verdwenen is [1, 150]. De trend in de jaargemiddelde luchtconcentratie van kunstmatige bètastralers loopt dus één of enkele jaren achter op die van de kernwapenproeven. Tegen 1990 was er vrijwel geen kunstmatige radioactiviteit van atmosferische kernexplosies meer aan te tonen in de buitenlucht. De achtergrondwaarde van circa $0,5 \text{ mBq/m}^3$ die dan overblijft, wordt verklaard door de aanwezigheid van de natuurlijke bèta-straler Pb-210, een dochter van Rn-222 [159].

Schatting van de effectieve dosis door kernwapenproeven

De United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) heeft voor de jaren 1945-1999 per halfrond een schatting gemaakt van de effectieve dosis die leden van de bevolking in een zeker jaar hebben ontvangen door globale fall-out van de atmosferische kernwapenproeven tussen 1945 en 1980. Daarbij is apart gekeken naar externe straling, ingestie en inhalatie. Een paar jaar na een explosie speelt inhalatie voor die specifieke explosie geen rol van betekenis meer. Bij externe straling is kort na een explosie Zr-95 (halveringstijd: 64 dagen) het meest relevant. Op de langere termijn blijft alleen Cs-137 (halveringstijd: 30 jaar) over. Bij ingestie gaat het op de korte termijn vooral om het kortlevende I-131 en op de langere termijn om het langlevende Sr-90, Cs-137 en C-14 [150, 160]. Als het om ingestie gaat, dan speelt op middellange termijn ook Cs-134 nog een rol. Als we externe bestraling beschouwen op middellange termijn, dan moet ook Ru-106 nog genoemd worden.



Figuur 7.7.3 Gemiddelde effectieve dosis voor bewoners van het noordelijk halfvond door globale fall-out van atmosferische kernwapenproeven. Blauw: door UNSCEAR berekende waarden [150]. Oranje: extrapolatie.

De hoogste waarde die UNSCEAR heeft berekend, geldt voor het jaar 1963: de totale effectieve dosis bedroeg toen zo'n 125 microSv/j, met vrijwel gelijke bijdragen vanuit de drie blootstellingspaden. In 1968 was de totale effectieve dosis al gezakt tot beneden 25 microSv/j, en in 1983 tot beneden 10 microSv/j. De laatste berekende waarde, voor 1999, bedraagt 5,9 microSv/j [150]. Figuur 7.3 toont het verloop van de effectieve jaardosis door fall-out van atmosferische kernwapenexplosies tussen 1945 en 2022. De waarden t/m 1999 zijn overgenomen van UNSCEAR, de latere waarden zijn geëxtrapoleerd. Anno 2024 ligt de geschatte jaardosis tussen 2 en 3 microSv/j.

7.2 Tsjernobyl

In de ochtend van 26 april 1986 raakte een van de reactoren van de kerncentrale in Tsjernobyl tijdens het uitvoeren van een veiligheidstest instabiel. De reactor werd onbeheersbaar, waarna het vermogen steeg tot ver boven de maximaal toelaatbare waarde. Dit leidde tot twee zware explosies: de eerste blies het 2.000 ton zware deksel van het reactorvat en de tweede vernielde het reactorgebouw. Ook vlogen de grafietblokken van de reactor in brand. Door de explosies en de intens hete grafietbrand kwam een groot deel van de kerninventaris in de atmosfeer terecht. Pas negen dagen na het ongeluk was de brand geblust en liepen de emissies terug naar vrijwel nul.

Gedurende die hele periode is naar schatting 1.760 PBq aan I-131 vrijgekomen [161]. Dat was ongeveer 50 procent van de reactorinhoud. Er is 85 PBq aan Cs-137 vrijgekomen, ofwel zo'n 30 procent van de reactorinhoud. Daarnaast zijn er nog vele andere kunstmatige radionucliden vrijgekomen. Al deze stoffen hebben zich over grote delen van Europa verspreid [160]. Het ongeval in Tsjernobyl geldt als de zwaarste kernramp tot nu toe (categorie 7 op de INES-schaal voor kernongevallen).

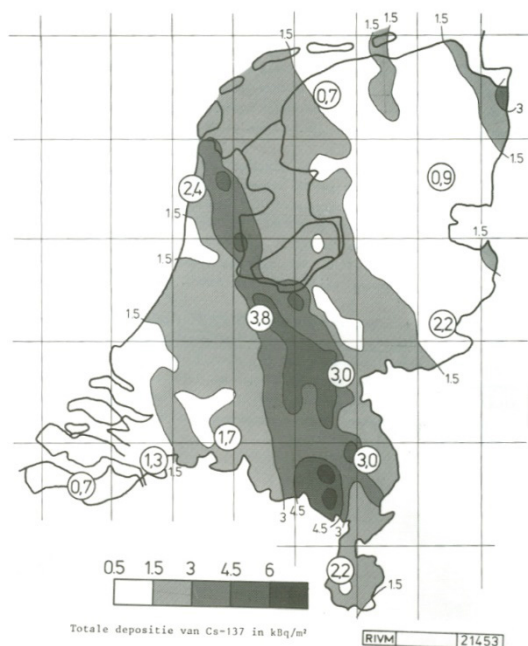
Op 2 mei 1986 bereikte de radioactiviteit van Tsjernobyl Nederland. Op verschillende plaatsen in het land zijn toen metingen uitgevoerd om de

hoeveelheid I-131 in de lucht te bepalen. Daarbij werd onderscheid gemaakt tussen organisch gebonden en stofgebonden jodium.

Gemeten activiteitconcentraties ten gevolge van het Tsjernobyl-ongeval

In Nederland varieerden de gemeten piekwaarden voor organisch gebonden I-131 tussen 18 en 49 Bq/m³. Voor stofgebonden I-131 zijn in 1986 op meerdere plaatsen in Nederland maximale waarden gemeten tussen 5 en 11 Bq/m³, met een gemiddelde piekwaarde van ongeveer 8 Bq/m³ [162]. De luchtconcentraties en de verwachte deposities van jodium waren van dien aard dat het noodzakelijk geacht werd om maatregelen te nemen ter bescherming van de volksgezondheid. In 1986 was er onder meer een oogstverbod voor spinazie (6-10 mei) en in delen van het land moesten de koeien verplicht op stal (3-7 mei).

Tijdens en kort na een zware kernramp dragen inhalatie en ingestie van I-131 het meest bij aan de stralingsbelasting van burgers. Op de (middel)lange termijn zijn externe bestraling door, en ingestie van Cs-137 en Cs-134 dominant. Bij externe bestraling is ook Ru-106 van betekenis. Er is daarom tijdens Tsjernobyl veel aandacht geschonken aan depositiebepalingen. De resultaten van dat onderzoek voor Cs-137 zijn grafisch weergegeven in Figuur 7.4 [162].



Figuur 7.7.4 Totaal aan natte en droge depositie (in 1986) van Cs-137 (kBq/m²) in Nederland door Tsjernobyl. Omcirkelde waarden: meetwaarden natte depositie, vermeerderd met een schatting van de droge depositie. Contouren: berekende waarden van natte en droge depositie, op basis van regendata en radioactiviteitsgegevens [162].

De totale depositie van I-131, Cs-134, Cs-137 en Ru-106 in Nederland door Tsjernobyl is op basis van metingen en berekeningen geschat op respectievelijk 11.400, 920, 1.800 en 850 Bq/m². Zie de CCRX-rapporten uit die tijd voor meer informatie over de gevolgen van Tsjernobyl voor Nederland [162-164].

Dosis in Nederland door Tsjernobyl-ongeval

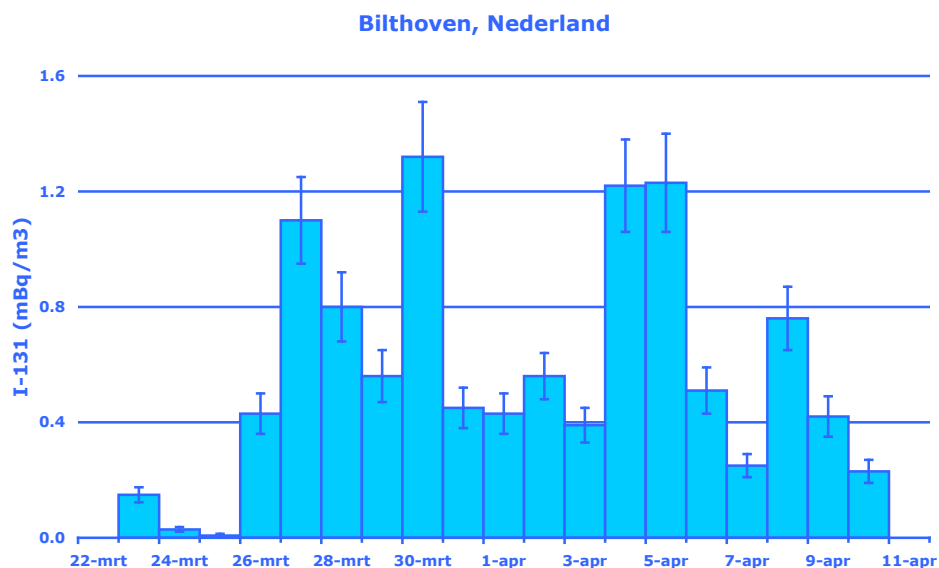
Op basis van alle meet- en rekenresultaten heeft de CCRX een schatting gemaakt van de gemiddelde stralingsdosis die leden van de bevolking ontvangen hebben in het jaar na het ongeval (mei 1986 t/m april 1987). Voor volwassenen is een jaardosis berekend van 60 microSv. Voor 10-jarigen was dat ongeveer 70 microSv en voor 1-jarigen ongeveer 80 microSv [163].

In de eerste rapportage van de stralingsbelasting in Nederland ('STRAVE') [1] zijn onder meer schattingen gepresenteerd van de effectieve stralingsdosis door Tsjernobyl. Voor het jaar 1988 was dat 19 microSv voor volwassenen. Daarvan kwam 15 microSv door externe bestraling van Cs-137, Cs-134 en Ru-106, en 4 microSv door ingestie van Cs-134 en Cs-137 [1]. Op basis van extrapolatie is de gemiddelde dosis van de bevolking voor het jaar 2000 geschat op 9 microSv [2].

Vanwege de relatief korte halveringstijden van Ru-106 (ongeveer 1 jaar) en Cs-134 (ongeveer 2 jaren) zijn er in 2024 van die radionucliden geen blootstellingen meer te verwachten. De blootstelling door Cs-137 zal ten opzichte van 1988 meer dan gehalveerd zijn. Deels vanwege de halveringstijd van ongeveer 30 jaar en deels omdat een deel van het cesium door uitspoeling voor ingestie en externe bestraling geen rol meer speelt. De gemiddelde jaardosis in 2024 door radionucliden van Tsjernobyl wordt daarom geschat op ten hoogste 3 microSv.

7.3 Fukushima

Op 11 maart 2011 werd Japan getroffen door een zware zeebeving bij Sendai, met daarop volgend een tsunami. Als gevolg daarvan vond in een kerncentrale bij de Japanse stad Fukushima een ernstig nucleair ongeval plaats (INES categorie 7). Door het uitvallen van meerdere koelinstallaties zijn splijtstofstaven verhit geraakt, hebben zich enkele explosies voorgedaan en zijn reactoren en reactorgebouwen zwaar beschadigd geraakt. Daarbij zijn grote hoeveelheden radioactiviteit vrijgekomen en op land en in de oceaan terechtgekomen. De schattingen over de precieze hoeveelheden per radionuclide variëren. Maar qua orde van grootte bedroeg de uitstoot van I-131 naar lucht in totaal meer dan 100 PBq en is er ongeveer 10 PBq aan Cs-137 vrijgekomen [165]. Vergeleken met Tsjernobyl was de uitstoot in Fukushima van de voor dosisschattingen belangrijke radionucliden ruwweg een ordegrrootte lager.



Figuur 7.7.5 De activiteitsconcentratie van stofgebonden I-131 in buitenlucht, afkomstig van het kernongeval te Fukushima (voorjaar 2011) en gedetecteerd op locatie Bilthoven [166].

De radioactieve luchtmassa's zijn vervolgens in oostelijke richting over het noordelijk halfrond getrokken en restanten daarvan bereikten Nederland op 23 maart 2011. In de periode daarna zijn er met gevoelige apparatuur concentraties gemeten van I-131, Cs-137, Cs-134. Er zijn tevens sporen aangetroffen van enkele andere kunstmatige radionucliden (Te-132, I-132, Te-129m, Te-129 en Cs-136) [166]. Zoals verwacht, waren de concentraties van de verschillende radioactieve stoffen door verdunning, radioactief verval en depositie onderweg sterk afgenomen. Op of rond 30 maart werden voor I-131 de maximale activiteitsconcentraties gemeten. Voor organisch I-131 bedroeg die waarde 0,96 mBq/m³ en voor stofgebonden I-131 was dat 1,32 mBq/m³ (zie Figuur 7.5). Voor Cs-134 is op 8 april een maximale waarde gevonden van 0,148 mBq/m³, voor Cs-137 werd toen 0,158 mBq/m³ gemeten [166].

Vanaf 4 mei 2011 zijn er voor stofgebonden I-131 geen waarden meer gevonden boven de aantoonbaarheidsgrens van 0,003 mBq/m³. Voor Cs-134 zijn er vanaf 9 mei geen waarden meer gevonden boven de aantoonbaarheidsgrens van 0,002 mBq/m³. Vanaf 27 mei was dat ook het geval voor Cs-137 [167].

De aangetoonde concentraties waren zo laag, en de periode waarin dit speelde was zo kort, dat in de jaargemiddelde data van de totale bèta-activiteitsconcentratie in lucht in Bilthoven (Figuur 7.2) een bijdrage van Fukushima niet significant kon worden aangetoond.

De gevonden activiteitsconcentraties van kunstmatige radionucliden in Nederland door de kernramp in Fukushima waren een factor 1.000 tot 10.000 lager dan die tijdens Tsjernobyl. Zowel in 2011 als in de jaren daarna was de stralingsdosis in Nederland door het kernongeval in Fukushima verwaarloosbaar.

7.4 Conclusies

De gemiddelde stralingsdosis die leden van de bevolking in Nederland momenteel per jaar ontvangen door fall-out als gevolg van de bovengrondse kernwapenproeven in de periode 1945-1980, het kernongeval in Tsjernobyl (1986) en het kernongeval in Fukushima (2011), is gering.

Voor de kernwapenproeven wordt de effectieve dosis anno 2024 geschat op 2 à 3 microSv/j. Voor Tsjernobyl is dat ten hoogste 3 microSv/j. De dosis door Fukushima is in Nederland altijd al verwaarloosbaar geweest. De totale jaardosis ten gevolge van fall-out is vandaag de dag dus lager dan 10 microSv.

8 Overzicht dosiswaarden, discussie en conclusies

In de vorige hoofdstukken is de mate van blootstelling van leden van de bevolking aan verschillende reguleerbare ioniserende stralingsbronnen en door fall-out beschreven. Per hoofdstuk zijn de resultaten besproken, bediscussieerd en van conclusies voorzien.

Dit hoofdstuk bespreekt de algemene discussiepunten voor dit rapport en geeft de belangrijkste conclusies uit de verschillende hoofdstukken weer. Eerst worden de resultaten uit het rapport samengevat in Tabel 8.1.

8.1 Dosisbijdrage reguleerbare bronnen en fall-out

Tabel 8.1 geeft een overzicht van stralingsbronnen in Nederland die in dit rapport besproken zijn. In dit overzicht staat bij een deel van deze stralingsbronnen een gemiddelde dosiswaarde per lid van de bevolking vermeld. Deze dosiswaarden geven een indicatie van de bijdrage van de stralingsbron of stralingsbronicategorie aan de totale gemiddelde dosis per lid van de bevolking in Nederland. De gezamenlijke bijdrage van de onderzochte reguleerbare bronnen en fall-out, aan de gemiddelde dosis voor een lid van de bevolking, bedraagt volgens onze schatting tussen de 5 en 10 microSv per jaar. Dit komt voor een groot deel door de bijdrage van fall-out.

In de tabel staan bij de meeste stralingsbronnen ook dosiswaarden van de meest blootgestelde individuen vermeld. Dit zijn dosiswaarden die per stralingsbron bepaald zijn voor specifieke blootstellingsscenario's voor meest blootgestelde individuen.

Voor iedere stralingsbron is daarbij uitgegaan van andere blootstellingsscenario's, rekenmodellen, blootgestelde (groepen) individuen en aannames. In dosisstudies en in de regelgeving (zoals in Bijlage 10 van de Vbs [12]) worden op verschillende manieren en voor verschillende doeleinden individuele dosiswaarden bepaald. In Tabel 8.1 is per stralingsbronicategorie aangeven welk type individuele dosis van toepassing is.

Omdat de individuele dosiswaarden van de verschillende stralingsbronnen voor verschillende groepen blootgestelde individuen kunnen gelden, worden deze waarden niet bij elkaar opgeteld tot één totaalwaarde. De gemiddelde dosis berekend per lid van de bevolking van alle stralingsbronnen gezamenlijk kan daarentegen wel bij elkaar worden opgeteld.

Tabel 8.1 Overzicht van dosiswaarden (in microSv per jaar) van reguleerbare stralingsbronnen en fall-out in Nederland per lid van de bevolking (gemiddelde dosis) en voor de meest blootgestelde individuele leden van de bevolking. Bij weergave van « 0,1 is het getal kleiner dan 1×10^{-3} microSv per jaar.

* Als aanvullende informatie wordt het type individuele dosiswaarde vermeld (zie tekst voor meer uitleg): 'a' is de maximale individuele dosis, 'b' is de dosis voor de representatieve persoon en 'c' is de maximale individuele dosis van een individu door gebruik van consumentenproduct gedurende een jaar.

Broncategorie	Gemiddelde dosis (microSv/j)	Meest blootgestelde individu dosis* (microSv/j)
Nucleaire installaties ^{a,b}	« 0,1	
Kerncentrale Borssele (KCB)		< 1
High Flux Reactor (HFR)		< 2
COVRA		< 0,1
HOR		< 1
URENCO		< 3
Kerncentrale Dodewaard (KCD)		< 1
Lozingen buitenland ¹⁶		< 1,3
Procesindustrie ^b	< 0,1	
Staal	< 0,1	5
Pigment	« 0,1	0,3
Olie en gas	« 0,1	< 0,1
Medische sector ^a		
Lozing radionucliden Nucleaire Geneeskunde	« 0,1	<0,1
Consumentenproducten ^c	< 2	
Rookmelders	< 0,1	0,1
Gloeikousjes	« 0,1	10
Antistatische middelen	« 0,1	< 0,1
Th-houdende lasstaven	< 0,1	40
Luminescentie	« 0,1	« 0,1
Cameralenzen	< 0,1	4
Uurwerken en aanwijsinstrumenten	< 0,1	3
Elektronica	« 0,1	« 0,1
Overslagbeveiligingen	« 0,1	« 0,1
HID lampen	< 1	1
Starters in TL-buizen	« 0,1	« 0,1
Keramik, mineralen, sieraden	< 0,1	< 0,1
Uraniumtegels	< 1	< 15
Overige	< 0,1	1
Kathodestraalbuizen	« 0,1	0,8
Fall-out	5 - 6	
Totaal gemiddelde dosis	5 - 10	

¹⁶Niet meegenomen bij de schatting van de gemiddelde dosis.

8.2 Discussie

8.2.1 *Data - Beschikbaarheid en onzekerheden*

De in dit rapport weergegeven informatie en doses zijn op verschillende manieren verkregen. Bij het verzamelen van gegevens voor het bepalen van dosiswaarden, is gebruikgemaakt van data en informatie uit eerdere studies van het RIVM, van andere onderzoeksinstituten en van wetenschappelijke publicaties. In dit rapport is in ieder hoofdstuk de bepaling van de dosiswaarden voor de huidige tijdsperiode (2020-2025) op een andere manier tot stand gekomen. De belangrijkste reden hiervoor is de variatie in de beschikbaarheid en volledigheid van data per stralingsbron(categorie).

Daar waar gegevens niet voorhanden waren, zijn schattingen gedaan onder bepaalde aannames. Hierdoor zijn de berekende of afgeleide doses ook schattingen en is de precisie van de dosiswaarden afhankelijk van de volledigheid en betrouwbaarheid van de invoerparameters. Om flinke overschatting van dosiswaarden te voorkomen, is het belangrijk dat er voldoende data beschikbaar zijn voor het kunnen bepalen van de blootstelling van leden van de bevolking. Dit is met name het geval bij de bepaling van de dosis van de meest blootgestelde personen, omdat daar specifiekere blootstellingsscenario's doorgerekend moeten worden, die ook meer tijd- en plaatsspecifiek zijn.

Het verzamelen van gegevens kan een intensief, tijdrovend en daardoor kostbaar onderdeel zijn van dit type onderzoek naar blootstelling aan straling door leden van de bevolking. Het is dan de vraag of daarvoor benodigde inspanningen (zoals meer milieumonitoring, of meer totaal inventarisaties van stralingsbron-gebruik) nog in verhouding staan tot het blootstellingsrisico van de betreffende stralingsbronnen.

Bij (zeer) lage blootstelling, ook voor de meest blootgestelde leden van de bevolking, zal men eerder kiezen voor het maken van een schatting dan het doen van een meer gedetailleerde analyse.

Die afweging speelt al snel bij reguleerbare stralingsbronnen, omdat de dosiswaarden voor een lid van de bevolking in de praktijk doorgaans erg laag zijn in verhouding tot bijvoorbeeld de natuurlijke stralingsdosis.

8.2.2 *Data - Vergelijkbaarheid van dosiswaarden*

In dit rapport is voor verschillende reguleerbare bronnen en fall-out een gemiddelde dosis per lid van de bevolking in Nederland bepaald. Deze waarden kunnen met die van vergelijkbare stralingsbronnen uit eerdere RIVM-rapporten van 1992 en 2003 [1,2] vergeleken worden.

In tegenstelling tot fall-out (hoofdstuk 8) is het voor reguleerbare stralingsbronnen niet altijd een één-op-één-vergelijking met de dosiswaarden uit eerdere studies te maken. Dit kwam ook in hoofdstuk 4 (Procesindustrie; paragraaf 4.4) aan de orde.

Dat komt doordat er per stralingsbronicategorie niet naar precies dezelfde stralingsbronnen is gekeken als in die vorige studies, of omdat er een heel andere methode is gebruikt om de dosis te bepalen met andere keuzes, aannames en gemodelleerde blootstellingsscenario's.

Wanneer gemiddelde dosiswaarden erg klein worden (nanoSv per jaar en kleiner) en de onzekerheid in de aannames in de dosisberekeningen

groot zijn, zoals bij verschillende reguleerbare stralingsbronnen het geval is, is het ook de vraag of vergelijking van getallen nog zin heeft. In dat geval kunnen ontwikkelingen door de tijd heen in het gebruik van stralingsbronnen, in de emissies en mogelijke effecten (toename/afname) op de dosis, beter voornamelijk kwalitatief worden beschreven.

In het geval dat er in dit rapport individuele dosiswaarden uit de literatuur zijn overgenomen (zoals in hoofdstuk 6), is niet altijd duidelijk welke aannames gedaan zijn bij de totstandkoming van de betreffende grootheden. Als de betreffende individuele dosis vervolgens gebruikt wordt voor het bepalen van een gemiddelde dosis, dan geeft dit een grote onzekerheid in deze gemiddelde dosiswaarde. Voor een goede vergelijking van dosiswaarden zouden de achterliggende aannames identiek moeten zijn. Deze voorwaarde kon in dit rapport niet altijd vervuld worden.

8.2.3 *Bepaling van de dosis van de representatieve persoon*

In paragrafen 2.4.1 en 2.4.2 is beschreven dat er internationaal accentverschuivingen zijn geweest in het evalueren van de blootstelling van leden van de bevolking aan reguleerbare stralingsbronnen in een land. Daarbij is het evalueren van de totale dosis die de meest blootgestelde leden van de bevolking ontvangen en onderzoeken of de dosislimiet van 1 milliSv per jaar voor een lid van de bevolking niet wordt overschreden belangrijker geworden (paragraaf 2.3.1). Dat volgde ook uit de bevindingen van de laatste IRRS-missie van het IAEA in Nederland in 2023 [168].

In vergelijking met dit rapport, dat onderdeel is van een uitwerking van de (gemiddelde) blootstelling per lid van de bevolking aan straling van de verschillende type stralingsbronnen in Nederland, vraagt zo'n evaluatie een iets andere insteek en uitvoering van het onderzoek. Voor volgende onderzoeken van blootstelling aan straling van reguleerbare bronnen in Nederland, zou onderzocht kunnen worden hoe de meest blootgestelde leden van de bevolking het beste geïdentificeerd kunnen worden, welke data hiervoor verzameld moeten worden en met wat voor methode de dosis is te bepalen.

8.3 **Conclusies**

8.3.1 *Reguleerbare bronnen (geplande blootstelling)*

De effectieve dosis die leden van de bevolking in Nederland jaarlijks ontvangen door geplande handelingen met reguleerbare stralingsbronnen bij duizenden locaties in het land, is erg klein vergeleken met de jaarlijkse blootstelling aan natuurlijke stralingsbronnen. De wet- en regelgeving met een controlestelsel inclusief toetsing aan een locatielimiet, zorgen ervoor dat de emissies van straling en radionucliden beperkt blijven.

Wij schatten in dit rapport dat de huidige gemiddelde dosis voor een lid van de bevolking in Nederland, door lozingen vanuit de nucleaire installaties, procesindustrie en medische sector, samen minder dan 0,1 microSv per jaar is. Dosiswaarden voor meest blootgestelde leden van de bevolking, berekend voor specifieke blootstellingsscenario's, geven aan dat de blootstelling onder 10 microSv per jaar blijft.

Dat is een veel lagere dosis dan de gemiddelde jaardosis van ongeveer 1.500-2.500 microSv door natuurlijke bronnen [3] die leden van de bevolking ontvangen.

De belangrijkste veranderingen in de dosis door emissies van de nucleaire installaties en de procesindustrie zijn het sluiten van diverse bedrijven in de afgelopen tien jaar. In de ons omringende landen en Frankrijk en Zwitserland zijn bijvoorbeeld enkele kerncentrales gesloten.

In de medische sector is bij nucleaire geneeskunde het aantal toedieningen van radionucliden in de afgelopen twintig jaar toegenomen, met name bij diagnostiek door PET-scans. Ook worden er andere radionucliden bij therapiebehandelingen ingezet. Het gebruik van het nuclide I-131 is toegenomen en dit nuclide blijft dominant ten opzichte van de andere radionucliden als het om een dosis voor leden van de bevolking gaat. Ontwikkelingen in de zogenoemde *targeted alpha therapy* kunnen er in de toekomst voor zorgen dat dit beeld wijzigt.

8.3.2 *Consumentenproducten*

Verschillende consumentenproducten kunnen nog steeds leden van de bevolking in Nederland aan straling blootstellen. Veel van de in dit rapport geïnterviewde consumentenproducten zijn in de afgelopen decennia verboden en niet (meer) legaal verkrijgbaar. In sommige gevallen zijn producten vervangen door niet-radioactieve alternatieven. Toch is niet duidelijk in welke mate deze producten nog gebruikt worden en de omvang van invoer is niet bekend. Blootstelling aan sommige van deze producten kan resulteren in niet-verwaarloosbare doses (> 10 microSv per jaar) voor het blootgestelde individu.

De geschatte dosis voor de meest blootgestelde individuen, is bij de meeste producten minder dan 10 microSv per jaar. In nabijheid van Th-houdende lasstaven (40 microSv per jaar) en uraniumtegels (< 15 microSv per jaar) kan een iets hogere dosis worden ontvangen. Door het geringe aantal gebruikers van deze producten, is de geschatte gemiddelde dosis voor een inwoner van Nederland minder dan 2 microSv per jaar.

8.3.3 *Fall-out*

De huidige gemiddelde dosis voor de Nederlandse bevolking door kernwapenproeven in de periode 1945-1980, wordt geschat op 2 à 3 microSv per jaar. De bijdrage door het Tsjernobyl-ongeluk in 1986, aan de gemiddelde dosis is ongeveer 3 microSv per jaar. De gemiddelde dosis door het ongeval in Fukushima in 2011, is voor de Nederlandse bevolking altijd al verwaarloosbaar geweest.

De totale gemiddelde dosis per lid van de bevolking door fall-out is tegenwoordig 5-6 microSv per jaar. De blootstelling aan straling door fall-out is in de afgelopen decennia afgenomen door radioactief verval van de kunstmatige radionucliden, die bij de kernwapenproeven en ongevallen zijn vrijgekomen.

Dankwoord

De auteurs willen graag de RIVM-collega's die het document hebben gereviewd bedanken, voor hun waardevolle bijdragen en opmerkingen die voortkwamen uit het reviewproces. Marte van der Linden wordt bedankt voor uitleg, aanwijzingen en hulp bij de PC-CREAM 08 berekeningen. Peter Bosch wordt bedankt voor het aanleveren van bèta-activiteitsconcentraties die zijn gemeten in de lucht in Bilthoven en die zijn gebruikt in hoofdstuk 7.

Speciale dank gaat uit naar oud-collega Ronald Smetsers die een grote rol heeft gehad in de oorspronkelijke opzet van het onderzoek dat staat beschreven in het deel-I rapport uit 2021 en in dit rapport. Hoofdstuk 7 is grotendeels van zijn hand.

Literatuuroverzicht

1. R. Blaauboer, L. Vaas, en H. Leenhouts, *Stralingsbelasting in Nederland in 1988 - Eindrapport*, Ministerie van VROM, 1992/56, 1992.
2. H. Eleveld, *Ionising radiation exposure in the Netherlands*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 861020002/2003, 2003.
3. H. Eleveld, et al., *Emissies en doses door bronnen van ioniserende straling in Nederland - Jaarrapport 2001 'Beleidsmonitoring straling'*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 610100001, 2002.
4. H. Eleveld, et al., *Emissies en doses door bronnen van ioniserende straling in Nederland - Jaarrapport 2003 'Beleidsmonitoring straling'*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 861020003/2004, 2004.
5. H. Eleveld, C.P. Tanzi, en E.J. Meeuwssen, *Emissies en doses door bronnen van ioniserende straling: nucleair, medisch en NDO's*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM/LSO briefrapport 514/05, 2005.
6. H. Eleveld, C. Tanzi, en J. van Dijk, *Emissies en doses door de procesindustrie - Jaarrapport 2004 'Beleidsmonitoring straling'*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 861020009/2005, 2005.
7. C.P. Tanzi en P.J.M. Kwakman, *Report on implementation of PARCOM recommendation 91/4 on radioactive discharges by the Netherlands*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 610790005, 2009.
8. Compendium voor de Leefomgeving. *Stralingsdosis door kunstmatige radioactieve stoffen, 1960-2010*. Beschikbaar via <https://www.clo.nl/indicatoren/nl031308-stralingsdosis-door-kunstmatige-radioactieve-stoffen-1960-2010>. (Geraadpleegd maart 2025).
9. RIVM. *De effecten van straling op de gezondheid*. Beschikbaar via <https://www.rivm.nl/straling-en-radioactiviteit/effecten-straling-gezondheid>. (Geraadpleegd april 2025).
10. R. Smetsers en P. Bekhuis, *Blootstelling aan natuurlijke bronnen van ioniserende straling in Nederland*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2021-0032, 2021.
11. M. van der Linden en D. Siegersma, *Criteria voor lozingen van natuurlijke radioactiviteit in water en lucht*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2023-0361, 2023.
12. ANVS-verordening basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Vbs). ANVS-2018/137, <https://wetten.overheid.nl/BWBR0040581/2023-07-01>.
13. J. Barescut, M. Steiner, en U. Fielitz, *Deer truffles—the dominant source of radiocaesium contamination of wild boar*. Radioprotection, 2009. **44**(5): p. 585-588.

14. F. Stäger, et al., *Disproportionately high contributions of 60 year old weapons-137Cs explain the persistence of radioactive contamination in bavarian wild boars*. Environmental Science & Technology, 2023. **57**(36): p. 13601-13611.
15. *Kernenergiewet (Kew)*.
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0002402/2022-02-16>.
16. *Besluit kerninstallaties, splijtstoffen en ertsen (Bkse)*.
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0002667/2024-01-01>.
17. *Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Bbs)*. IenM/BSK-2017/135624,
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0040179/2024-01-01>.
18. *Regeling basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Rbs)*. IENM/BSK-2017/291098,
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0040509/2022-08-24>.
19. EURATOM, *Council Directive 2013/59/EURATOM of 5 December 2013 laying down basic safety standards for protection against the dangers arising from exposure to ionising radiation*. L 13. 2014.
20. *Nota van toelichting Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming, algemeen deel*. 2018.
https://www.eerstekamer.nl/overig/20170321/nota_van_toelichting_besluit_2.
21. IAEA, *Fundamental safety principles*, International Atomic Energy Agency, 2006.
22. IAEA, *Radiation protection and safety of radiation sources: International basic safety standards*, IAEA GSR-3, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2014.
23. IAEA, *Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment*, IAEA GSG-9, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2018.
24. IAEA, *Prospective Radiological Environmental Impact Assessment for Facilities and Activities*, IAEA GSG-10, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2018.
25. IAEA, *Radiation Protection of the Public and the Environment*, IAEA GSG-8, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2018.
26. ICRP, *Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public*. ICRP Publication 101a, 2006.
27. ICRP, *The Optimisation of radiological protection: Broadening the process*. ICRP Publication 101b, 2006.
28. ICRP, *The 2007 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 103. 2007, Pergamon Press: Oxford.
29. ICRP, *Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60 - ICRP Publication 119*, ICRP, 2012.
30. ICRP, *Corrigenda to ICRP Publication 119: Compendium of Dose Coefficients based on ICRP Publication 60*, 2013.
31. ICRP, *1990 Recommendations of the International Commission on Radiological Protection*. ICRP Publication 60. 1991, Pergamon Press: Oxford.
32. ICRP, *Occupational intakes of radionuclides: Part 3*. ICRP Publication 137. 2017, Pergamon Press: Oxford.
33. ICRP, *Occupational intakes of radionuclides: Part 2*. ICRP Publication 134. 2016, Pergamon Press: Oxford.

34. ICRP, *Occupational intakes of radionuclides: Part 4. ICRP Publication 141* Ann. ICRP, 2019. **48**(2/3).
35. ICRP, *Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures. ICRP Publication 116*. 2010, Pergamon Press: Oxford.
36. C.P. Tanzi, *Gammastralingsniveaumetingen aan de terreingrens van COVRA N.V. te Borsele in 2023 met het MONET-meetnet*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM briefrapport 2024-0122, 2024.
37. IAEA, *Application of the concepts of exclusion, exemption and clearance*. 2004.
38. ICRP, *Protection from Potential Exposure: A Conceptual Framework. ICRP Publication 64*, 1993.
39. M. Van der Schaaf en R. Smetsers, *Een verkenning van het begrip verwaarloosbaarheid, toegepast op straling*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2020-0026, 2020.
40. *RICHTLIJN 2013/59/EURATOM van de Raad van 5 december 2013 tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming tegen de gevaren verbonden aan de blootstelling aan ioniserende straling*. 32013L0059, <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/2013/59/oj>.
41. Minister van VROM, *Nationaal Milieubeleidsplan. Omgaan met Risico's*. 1989.
42. Minister van VROM, *Omgaan met risico's van straling. Normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu*. 1990.
43. J.F.A. van Hienen, et al., *Gevolgen van lozingen bij normaal bedrijf van Nederlandse kerninstallaties*, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, ECN-C--90-015, 1990.
44. *Regeling nucleaire veiligheid kerninstallaties*. IENM/BSK-2017/128532, <https://wetten.overheid.nl/BWBR0039625/2018-02-06/>.
45. ANVS, *De staat van de nucleaire veiligheid en stralingsbescherming -Nederlandse nucleaire installaties in 2019*, Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS), 2020.
46. Convention on Nuclear Safety. *National report of the Kingdom of the Netherlands for the combined 8th and 9th review meeting*. Convention on nuclear safety. Juli 2022, pp. 2022.
47. N.V.G.K. Nederland, *De kernenergiecentrale Dodewaard in 1985*, 1986.
48. OSPAR, *8th Implementation report on OSPAR Recommendation 18/01 on radioactive discharges by the Netherlands, OSPAR: nuclear installations 2016 - 2019*, 923/202, 2022.
49. C.P. Tanzi, *Environmental radioactivity in the Netherlands: Results in 2018*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2019-0216, 2020.
50. P.J.M. Kwakman, *Environmental monitoring in the vicinity of the Borssele nuclear power plant, Results 2018* Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2018-0145, 2019.
51. P.J.M. Kwakman, *Environmental monitoring in the vicinity of the Borssele nuclear power plant, Results 2019 and 2020* Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2021-0078, 2021.

52. P.J.M. Kwakman, *Environmental monitoring in the vicinity of the Borssele nuclear power plant, Results in 2022*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2023-0062, 2023.
53. J. Smith, et al., *RP176: Implied doses to the population of the EU arising from reported discharges from EU nuclear power stations and reprocessing sites in the years 2004 to 2008*, European Commission, 2013.
54. J. Smith, et al., *PC-CREAM 08 User guide*, Health Protection Agency, Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazards / Radiation Protection Division, RPD-EA-9-2009, 2009.
55. EPZ, *KCB MER: Milieu-effectrapportage brandstofdiversificatie*, 2010.
56. OSPAR, *Report on information about, and the assessment of, the application of BAT in nuclear facilities*, 2009/391, 2009.
57. OSPAR, *Report on implementation of PARCOM recommendation 91/4 on radioactive discharges by the Netherlands 2009-2011*, 590/2013, 2013.
58. OSPAR, *Dutch implementation report of PARCOM recommendation 19/4 on radioactive discharges*, 722/2018, 2018.
59. NRG Petten, *Report on committed dose calculations*, P2020/99.55596, 1999.
60. NRG, *Veiligheidsrapport Kernenergiewetvergunning NRG-Petten, Deel 1 Algemeen & Centrale voorzieningen*, K..6120/19.151759 NO/LP/JS, 2019.
61. ANVS, *Kew-vergunning verleend aan NRG Petten voor het in werking houden van haar inrichting (Low Flux Reactor, Hot Cell Laboratories en andere laboratoria en afvalverwerking/opslag) en voor handelingen met splijtstoffen, radioactieve stoffen, toestellen en het lozen van radioactieve stoffen in de lucht en in de Noordzee*. DMG/SAS/2001049111. 2001.
62. J. Lembrechts en R.O. Blaauboer, *Schatting van de totale stralingsbelasting van het Energie-onderzoek Centrum Nederland, Mallinckrodt Medical B.V. en het Gemeenschappelijk Centrum voor Onderzoek van de Europese Unie*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 610050001, 1997.
63. COVRA, *Samenvatting milieueffectrapportage*, 2013.
64. ANVS, *Kew-vergunning DGETM-PDNIV/14210039, verleend aan COVRA N.V. ten behoeve van de uitbreiding HABOG, wijziging locatie VOG2 en revisie Kew-vergunning van COVRA N.V.*
65. COVRA, *Veiligheidsrapport - bijlage 4 behorend bij de aanvraag tot wijziging van de Kew-vergunning van COVRA N.V.*, 95273, 1995.
66. IRI/HOR, *Milieu-effectrapportage Hoger Onderwijsreactor*, IRI/HOR-130-95-02, 1995.
67. ANVS, *Beschikking Interfacultair Reactor Instituut (IRI) (Technische Universiteit Delft)*. E/EE/KK/96056756. 1996.
68. ANVS, *Kew-vergunning ANVS-PP-2022/0091968, verleend aan Urenco Nederland B.V. te Almelo ten behoeve van diverse kleine wijzigingen aan de inrichting tevens inhoudende revisievergunning*. ANVS-2023/8667,
69. Urenco, *Veiligheidsrapport*, COM/21/2173A, 2022.
70. ANVS, *Kew-vergunning SAS/2002013372, verleend aan GKN voor het in een toestand van veilige insluiting brengen en houden van de kernergiecentrale Dodewaard*. SAS/2002013372,

71. ANVS, *Kew-vergunning ETM/ED/10167485, verleend aan BV Gemeenschappelijke Kernenergiecentrale Nederland voor het wijzigen van de Kernenergiecentrale Dodewaard (wijziging lozing koolstof-14)*. ETM/ED/10167485,
72. M.P. Janssen, R.O. Blaauboer, en M.J. Pruppers, *Geographical distribution of radiation risks in the Netherlands*. Health Phys, 1998. **74**(6): p. 677-686.
73. EURATOM, *Verdrag tot oprichting van een Europese Gemeenschap voor Atoomenergie (EURATOM)*. 1957.
74. EURATOM, *Aanbeveling van de commissie van 8 juni 2000 inzake de toepassing van artikel 36 van het Euratom-Verdrag betreffende de controle van de omgevingsradioactiviteit ter beoordeling van de blootstelling van de bevolking*. 2000/473/Euratom. 2000.
75. C.P. Tanzi, *Monitoring of radioactivity in the Netherlands*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2023-0072, 2023.
76. ANVS, *De Staat van de Stralingsbescherming*, Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming, 2022.
77. European Commission, *Verification under the terms of Article 35 of the Euratom Treaty Technical Report THE NETHERLANDS. Routine and emergency radioactivity monitoring arrangements. Monitoring of radioactivity in drinking water and foodstuffs, 4-6 July 2017*, Ref NL17-01, 2017.
78. European Commission, *Verification under the terms of Article 35 of the Euratom Treaty Technical Report THE NETHERLANDS. Borssele Nuclear Power Plant Discharge and environmental monitoring and national environmental radioactivity monitoring network in the vicinity, 16 – 19 May 2022*, Ref NL22-02, 2022.
79. A. Konoplev, et al., *Mid-to long-term radiocesium wash-off from contaminated catchments at Chernobyl and Fukushima*. Water Research, 2021. **188**: p. 116514.
80. Europese Commissie. *PC-CREAM - Assessment of consequences of radioactive discharges*. Beschikbaar via <https://cordis.europa.eu/article/id/8660-pccream-assessment-of-consequences-of-radioactive-discharges>. (Geraadpleegd 6 december 2021).
81. UK Health Security Agency. *PC-CREAM Radiological Impact Assessment Software (version 1.5.1.92, database version 2.0.0)*. Beschikbaar via <https://www.ukhsa-protectionservices.org.uk/pccream>. (Geraadpleegd 13 april 2023).
82. IAEA, *Performance of Models in Radiological Impact Assessment for Normal Operation*, IAEA TECDOC-1808, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2017.
83. OSPAR, *Modelling and assessment of additional concentrations of NORM in seawater from discharges of produced water from the offshore oil and gas sector in the North-East Atlantic*. 2022.
84. OSPAR, *Discharges of Radionuclides from the non-nuclear sectors - 2018*. 2020.
85. M. Van der Schaaf, P.D.B.M. Bekhuis, en L.H.A. Boudewijns, *Radioactieve rest- en afvalstromen in Nederland*, RIVM, Rapportnummer 2022-0073, 2022.

86. M.J.M. Pruppers, R.O. Blaauboer, en C.J.W. Twenhöfel, *Onderzoek naar lozingscriteria voor vergunningverlening kernenergiewet in de procesindustrie*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 610310 002, 1999.
87. M. van der Schaaf, T. van Dillen, en R.O. Blaauboer, *Evaluatie grenswaarden voor wettelijke controle van lozing van natuurlijke bronnen van radioactiviteit: Onderzoek voor de implementatie van richtlijn 2013/59/Euratom*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Briefrapport 2017-0048, 2017.
88. United Nations. *World Population Prospects*. Beschikbaar via <https://population.un.org/wpp/Graphs/DemographicProfiles/Line/528>. (Geraadpleegd 27 januari 2024).
89. ANVS, *Kew-vergunning ANVS-PP-2020/0053514-18, NYRSTAR BUDEL B.V.*
90. S. Pepin, et al., *The issue of Cs-137 in firewood and biomass combustion: a review*. Radiation Protection Dosimetry, 2023. **199**(8-9): p. 759-766.
91. IAEA, *Assessing radiation doses to the public from radionuclides in timber and wood products*, IAEA TECDOC-1376, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2003.
92. NOS. *Chemiereus LyondellBasell sluit fabriek in Rotterdam: 160 banen weg*. Beschikbaar via <https://nos.nl/artikel/2560215-chemiereus-lyondellbasell-sluit-fabriek-in-rotterdam-160-banen-weg>. (Geraadpleegd
93. SenterNovem, *Kew-vergunning 2007/1440-05, Tronox Pigments (Holland) B.V.*
94. R.O. Blaauboer, *Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling - DOVIS - A. Lozingen in lucht en water*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 610310006/2002, 2002.
95. ANVS, *Intrekking Kew-vergunning ANVS-PP-2019/0048642-08, verleend aan Eggerding B.V.*
96. E. Folkertsma en M. van der Schaaf, *Processen met natuurlijke radioactiviteit in de niet-nucleaire industrie in Nederland – geactualiseerde basisinformatie: Onderzoek voor de implementatie van Richtlijn 2013/59/Euratom*, RIVM, RIVM Briefrapport 2017-0042, 2017.
97. H. Leenhouts, P. Stoop, en S. van Tuinen, *Non-nuclear industries in the Netherlands and radiological risks*, Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), RIVM-report 610053003, 1996.
98. *Besluit stralingsbescherming (Bs)*. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0012702/2017-08-01>.
99. M. van der Schaaf en A. van der Reijden, *Toets wettelijke controle affakkelen en afblazen aardgas*, RIVM, RIVM Briefrapport 2017-0114, 2017.
100. E. Folkertsma en M. van der Schaaf, *Processen met natuurlijke radioactiviteit in de niet-nucleaire industrie in Nederland – geactualiseerde basisinformatie*, Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), RIVM Briefrapport 2017-0042, 2017.

101. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Gasverbruik Nederland in 2022 laagste in 50 jaar*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nieuws/2023/07/gasverbruik-nederland-in-2022-laagste-in-50-jaar>. (Geraadpleegd 28/05).
102. G.M.H. Laheij, R.O. Blaauboer, en J.F.M.M. Lembrechts, *Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON) EERSTE HERZIENE VERSIE*, RIVM-rapport 610053005, 1996.
103. M.J.M. Pruppers, *Achtergronddocument bij 'Cumulatie van milieurisico's voor de mens: geografische verschillen in Nederland'*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM rapport 610127002 / TNO rapport R96/133, 1996.
104. A. Kloosterman, et al., *Nucleair-geneeskundige therapieën: potentiële blootstelling voor derden. Dosisberekeningen als basisinformatie voor de herziening van maatregelen en leefregels*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2020-0113, 2020.
105. D. Siegersma, et al., *Potentiële stralingsbelasting na het overlijden van patiënten behandeld met radioactieve stoffen*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2019-0165, 2019.
106. L.H.A. Boudewijns en I.R. de Waard, *Recente ontwikkelingen in medische stralingstoepassingen. Update ioniserende straling 2018/2019*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2019-0129, 2019.
107. Y. Szeto en C. Rosenbaum, *Radionucliden in het Nederlandse rioolwater. Een pilotstudie*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2023-0438, 2023.
108. Federatie Medisch Specialisten Richtlijndatabase. *Aanbevelingen Nucleaire Geneeskunde*. Beschikbaar via https://richtlijndatabase.nl/richtlijn/nucleaire_geneeskunde/part_i_-_diagnostic_methods.html. (Geraadpleegd 27 maart 2025).
109. Federatie Medisch Specialisten Richtlijndatabase. *Werken met therapeutische doses radionucliden*. Beschikbaar via https://richtlijndatabase.nl/richtlijn/therapeutische_doses_radionucliden/startpagina_-_therapeutische_dosis_radionucliden.html. (Geraadpleegd 27 maart 2025).
110. IPEM, *Advice Notice: Excretion Factors: the percentage of administered radioactivity released to sewer for routinely used radiopharmaceuticals*, Institute of Physics and Engineering in Medicine, 2018.
111. C.P. Tanzi, *Monitoring van radioactiviteit in Nederland. Oppervlaktewater en zeewater – resultaten 2020 en 2021*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2023-0072, 2023.
112. Rijkswaterstaat. *Radioactieve stoffen-OW (expert) - Rijkswaterstaat Waterinfo*. Beschikbaar via <https://waterinfo.rws.nl/>. (Geraadpleegd 2025).
113. J. Gwynn en L. Kiel Jensen, *Iodine-131 and other medical radioisotopes in Fucus vesiculosus in the marine environment around Tromsøya and in sewage from the University Hospital of North Norway in Tromsø*, Norwegian Radiation and Nuclear Safety Authority, Technical Document no. 15, 2019.

114. ORS+, *Normstelling ioniserende straling voor arbeid en milieu. Handelingen Tweede Kamer, vergaderjaar 1992-1993*, SDU, 21483, nr. 15, 1993.
115. Unie van Waterschappen, *Informatiebulletin slib*, BG8789WATNT2312, 2019.
116. Gezondheidsraad, *Klasse-indeling van en lozingsnormen voor radionuclidenlaboratoria*, Gezondheidsraad, 1985/1, 1985.
117. M.J.M. Pruppers en R.O. Blaauboer, *Gevolgen van nieuwe vergunningplichtige grenzen voor lozingen in lucht en water door radionuclidenlaboratoria*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 610310003, 2002.
118. RIVM. *Informatiesysteem medische stralingstoepassingen*. Beschikbaar via <https://www.rivm.nl/medische-stralingstoepassingen/trends-en-stand-van-zaken>. (Geraadpleegd 13 juni 2024).
119. J.P. Esser, J.J.G. van den Heuvel, en J.A. van Dalen, *Procedure guidelines nuclear medicine, Dutch society of nuclear medicine*, Kloosterhof Neer BV, 2016.
120. ICRP, *Nuclear Decay Data for Dosimetric Calculations*, ICRP 107. 2008.
121. M. Vissers, et al., *Bijdrage van ziekenhuisafvalwater aan de emissie van medicijnresten naar oppervlaktewater. RWZI's, overstorten, foutaansluitingen en mogelijkheden voor reductie* STOWA, STOWA Rapport 2020-14, 2020.
122. J. Vives i Batlle, L. Sweeck, en F. Fiengo Pérez, *Impact of medical radionuclide discharges on people and the environment*. Journal of Environmental Radioactivity, 2024. **272**(107362).
123. G. de With, et al., *Comparison of methods for the radiological impact assessment of aquatic releases to the waters in the low countries*. Journal of Environmental Radioactivity, 2023. **270**(107271).
124. M.J.M. Janssen, *Radioactiviteit in Nederlandse gebruiksartikelen*. 2003.
125. H. Eleveld en M. Pruppers, *Schattingen van de individuele en collectieve doses als gevolg van consumentenproducten waarin radioactieve stoffen zijn verwerkt*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 610310005, 2000.
126. IAEA, *Radiation Safety for Consumer Products*, International Atomic Energy Agency, 2016.
127. P.N. Brandhoff, *Radioactivity measurement in 'negative ion' consumer products*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Letter report -2022-0052, 2021.
128. VROM, *Vaststelling van de begroting van de uitgaven en de ontvangsten van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer (XI) voor het jaar 2001*. 2001.
129. COVRA, *Persoonlijke communicatie met J. Welbergen (COVRA)*. 2022: Bilthoven.
130. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Huishoudens nu*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nl/visualisaties/dashboard-bevolking/woonsituatie/huishoudens-nu>. (Geraadpleegd 28 mei 2024).

131. ICRP, *Age-dependent Doses to Members of the Public from Intake of Radionuclides: Part 4 Inhalation Dose Coefficients - Publication 74*, 1995.
132. VROM, *Thoriumhoudende laselektroden - Onderzoek naar het voorhanden hebben door leveranciers*, Ministerie voor Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2008.
133. RIVM, *Onderzoek naar de radioactiviteit in WT20 laselektroden*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Briefrapport nr. 462/05, 2006.
134. M. Tschurlovits, A. Leitner, en G. Daverda, *Dose rate constants for new dose quantities*. Rad. Prot. Dosim., 1992. **42**(2): p. 77-82.
135. D.E. Peplow, *Specific gamma-ray dose constants with current emission data*. Health Phys, 2020. **118**(4): p. 402-416.
136. C. Stettner, et al., *Catalogue of dose rate constants for more than 400 radionuclides in terms of ambient dose H* and comparison of figures to ambient dose equivalent H*(10)*. Applied Radiation and Isotopes, 2022. **184**.
137. NRPB, *Board statement of approval of consumer goods containing radioactive substances*. 1992.
138. P. Frame en W. Kolb, *Living with radiation: The first hundred years*, Syntec, Incorporated, 2000.
139. Compendium voor de Leefomgeving. *Vervoersprestatie openbaar vervoer, 2000-2018*. Beschikbaar via <https://www.clo.nl/indicatoren/nl214505-vervoersprestatie-openbaar-vervoer-2000-2018>. (Geraadpleegd juli 2022).
140. Kamerstuk, *Vaststelling van de begrotingsstaten van het Ministerie van Economische Zaken en Klimaat (XIII) voor het jaar 2019*.
141. Rijksoverheid. *Welke fluorescentielampen kan ik niet meer kopen?* Beschikbaar via <https://www.rijksoverheid.nl/onderwerpen/afval/vraag-en-antwoord/welke-fluorescentielampen-kan-ik-niet-meer-kopen>. (Geraadpleegd 13 juni 2024).
142. T. van Dillen, Y.Z. Szeto, en J.E. Baarsma, *Mogelijke blootstelling aan ioniserende straling uit uraniumtegels in Nederlandse woningen*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Rapport 2023-0274, 2023.
143. Compendium voor de Leefomgeving. *Woningvoorraad naar bouwjaar en woningtype, 2023*. Beschikbaar via <https://www.clo.nl/indicatoren/nl216605-woningvoorraad-naar-bouwjaar-en-woningtype-2023>. (Geraadpleegd maart 2025).
144. ICRP, *The Biological Basis for Dose Limitation in the Skin*. ICRP Publication 59. Annals of the ICRP, 1991. **22**(2).
145. NRPB, *Assessment of Skin Doses*. Documents of the NRPB, 1997. **8**(3).
146. Stichting ICT Milieumonitor, *ICT Milieumonitor*, 2016.
147. Stichting ICT Milieumonitor, *ICT Milieumonitor*, 2018.
148. Stichting ICT Milieumonitor, *ICT Milieumonitor*, 2019.
149. P. Goemans, M. van der Schaaf, en T. van Dillen, *Ioniserende straling uitzendende toestellen tot 5 kV*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), 2016.
150. UNSCEAR 2000 Report Vol. I - Sources - ANNEX C: *Exposures to the public from man-made sources of radiation*, United Nations, 2000.

151. SIPRI, *SIPRI Yearbook 2007 - Appendix 12B. Nuclear explosions, 1945–2006*, Stockholm International Peace Research Institute, SIPRI Yearbook 2007, 2007.
152. Partial Test Ban Treaty Organisation. *Treaty Banning Nuclear Weapon Tests in the Atmosphere, in Outer Space and Under Water*. Beschikbaar via https://www.nti.org/wp-content/uploads/2021/09/ptbt_partial_test_ban_treaty.pdf. (Geraadpleegd 2020).
153. KNMI. *Kernstopverdrag*. Beschikbaar via <https://www.knmi.nl/kennis-en-datacentrum/uitleg/kernstopverdrag>. (Geraadpleegd Feb 2025).
154. P.W. Krey, et al., *Mass isotopic composition of global fall-out plutonium in soil. Symposium on transuranium nuclides in the environment., San Francisco, Calif., USA., Vienna: IAEA, 1976*.
155. R. García-Tenorio, *240Pu/239Pu atom ratio as a fingerprint of local and tropospheric fallout due to events involving nuclear weapons: A review*. J. Rad. Nucl. Appl, 2018. **3**(2): p. 65-77.
156. K. Meusburger, et al., *Plutonium aided reconstruction of caesium atmospheric fallout in European topsoils*. Scientific reports, 2020. **10**(11858).
157. Y. Xu-Yang, et al., *Radioactive contamination transported to Western Europe with Saharan dust*. Science Advances, 2025. **11**(eadr9192).
158. G. Hodolli, et al., *Variation of total beta activity in air by years on Obiliq*. Journal of Environmental and Occupational Science, 2012. **1**(2): p. 121-124.
159. C.P. Tanzi, *Environmental radioactivity in the Netherlands - Results in 2018*, Dutch National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), RIVM Rapport 2019-0216, 2019.
160. *UNSCEAR 2000 Report Vol. I - Sources - ANNEX J: Exposures and effects of the Chernobyl accident*, United Nations, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, with scientific annexes - Volume I - SOURCES AND EFFECTS OF IONIZING RADIATION, 2000.
161. OECD/NEA, *CHERNOBYL Assessment of Radiological and Health Impacts, 2002 Update of Chernobyl: Ten Years On*, 2002.
162. CCRX, *De radioactieve besmetting in Nederland ten gevolge van het kernreactor ongeval in Tsjernobyl*, Coördinatie-Commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, VROM 60898/10-86, 1986.
163. CCRX, *Rapportage aanvullend meetprogramma Tsjernobyl*, Coördinatie-Commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, VROM 80282/6-88, 1988.
164. CCRX, *Metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologisch milieu in Nederland 1988*, Coördinatie-Commissie voor de metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen, CCRX jaarverslag 1988, 1990.
165. *UNSCEAR 2020/2021 Report: Volume II - ANNEX B: Levels and effects of radiation exposure due to the accident at the Fukushima Daiichi Nuclear Power Station: implications of information published since the UNSCEAR 2013 Report*, United Nations, A/76/46, 2022.

166. R. Overwater, et al., *Metingen in buitenlucht op het RIVM-terrein te Bilthoven na het Fukushima kernongeval in maart 2011*, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu (RIVM), RIVM Briefrapport 610891001/2011, 2011.
167. RIVM. *Geen 'Japanse' radioactiviteit meer in Nederlandse lucht*. Beschikbaar via <https://www.rivm.nl/nieuws/geen-japanse-radioactiviteit-meer-in-nederlandse-lucht>. (Geraadpleegd 13 juni 2024).
168. IAEA, *Report of the Integrated Regulatory Review Service (IRRS) Mission to the Netherlands*, IAEA-NS-IRRS-2023-02, 2023.
169. J.G. Smith en J.R. Simmonds, *The Methodology for Assessing the Radiological Consequences of Routine Releases of Radionuclides to the Environment Used in PC-CREAM 08*, Health Protection Agency, Centre for Radiation, Chemical and Environmental Hazards / Radiation Protection Division, HPA-RPD-058, 2009.
170. A. Liland, et al., *Modelling Approaches for Management and Remediation at NORM and Nuclear Legacy Sites. Final report of Working Group 2. Reference Approaches to Modelling for Management and Remediation at "NORM and Legacy Sites" of EMRAS II Topical Heading. Reference Approaches for Human Dose Assessment*, International Atomic Energy Agency, Environmental Modelling for Radiation Safety (EMRAS II) Programme, 2014.
171. PC CREAM User Group (editor: J.R. Simmonds), *Report of the first meeting held at NRPB, Chilton, 3 and 4 December 1998*, National Radiological Protection Board, NRPB-R309, 1999.
172. J.R. Simmonds, G. Lawson, en A. Mayall, *Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment*, Europese Commissie, Radiation Protection 72, 1995.
173. J. Brown en J.R. Simmonds, *FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides Through Terrestrial Foodchains*, NRPB-R273, 1995.
174. J. Brown en J. Sherwood, *Modelling approach for the transfer of radionuclides to fruit species of importance in the UK*, Health Protection Agency, HPA-CRCE-039, 2012.
175. A.P. Bexon en A.L. Jones, *Report of the second meeting held at NRPB, Chilton, 9-10 December 1999*, National Radiological Protection Board, NRPB-M1178, 2000.
176. C.A. Attwood, et al., *NRPB models for calculating the transfer of radionuclides through the environment: verification and validation*, National Radiological Protection Board, NRPB-R300, 1996.
177. J.R. Simmonds, et al., *Concerted action to establish and run a users group for the EC computer system - PC-CREAM*, National Radiological Protection Board, NRPB-M1215, 2000.
178. IAEA, *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*, IAEA SRS-19, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2001.
179. L. Geraets en S. Schulpen, *Inschatting gezondheidsrisico's grafietregen Wijk aan Zee, versie 1.0*, RIVM DOI 10.21945/RIVM-rapportage-grafietregen-wijk-aan-zee, 2019.

180. ANVS. *Standaardwaarden en standaardrelaties*. Beschikbaar via <https://www.autoriteitnvs.nl/binaries/anvs/documenten/publicatie/2018/02/14/standaardwaarden-en--relaties/Standaardwaarden+en+-relaties.ods>. (Geraadpleegd 10 juni 2021).
181. RIVM, *Voedselconsumptiepeiling 2012-2016*. 2021.
182. C. Dinnissen, et al., *Zeewierconsumptie in Nederland*, RIVM, RIVM Rapport 2020-0195, 2021.
183. Voedingscentrum. *Vitamine A*. Beschikbaar via <https://www.voedingscentrum.nl/encyclopedie/vitamine-a.aspx>. (Geraadpleegd 22 maart 2023).
184. ICRP, *Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection Reference Values*. ICRP Publication 89. Ann. ICRP, 2002. **32**(3-4).
185. United States Environmental Protection Agency (US EPA), *Exposure Factors Handbook*, EPA/600/R-090/052F, 2011.
186. IAEA, *Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment*, IAEA TRS-422, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2004.
187. IAEA, *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*, IAEA TRS-472, Wenen: International Atomic Energy Agency, 2010.
188. L.M.J. Geelen, et al., *De bijdrage van Tata Steel Nederland aan de gezondheidsrisico's van de omwonenden en de kwaliteit van hun leefomgeving*, RIVM, RIVM Rapport 2023-0171, 2023.
189. KNMI, *Uurgegevens van het weer in Nederland (1997-2021)*. 2022, <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/uurgegevens>.
190. M.P. Scheele en A.A.M. Holtslag, *Handleiding voor het computerprogramma van het Gaussisch pluimmodel met percentiel berekeningen*, KNMI-rapport TR-60, 1985.
191. RIVM, *Emissieregistratie*. 2018.
192. OPS-Pro (versie W-5.1.0.2). 2022.
193. P.A.M. Uijt de Haag, et al., *Invoering van het luchtverspreidingsmodel NPK-PUFF, versie 1.0, voor toepassing in de NPK-organisatie*, RIVM Rapport nr. 610057008, 1998.
194. Kenniscentrum InfoMil. *Invoer normale toepassing ruwheidslengte*. Beschikbaar via <https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/luchtkwaliteit/regelgeving/wet-milieubeheer/beoordelen/koppeling/nieuw-nationaal/handreiking-nieuw/handreiking-nieuw-0/10-3-invoer/2-3-1-invoer-normale/>. (Geraadpleegd 13 april 2023).
195. Vencomatic Group. *Eten kippen alles?* Beschikbaar via <https://www.vencomaticgroup.com/nl/blog/eten-kippen-alles>. (Geraadpleegd 2 mei 2023).
196. Eicode. *Vrije uitloop eieren*. Beschikbaar via <https://www.eicode.nl/blog/vrije-uitloopeieren.html>. (Geraadpleegd 2 mei 2023).
197. Animal Sciences Group / Praktijkonderzoek, *Handboek pluimveehouderij*, Lelystad: 2004.
198. F.R. Leenstra, *Marktkansen voor een combi-kip. Vermarkten van haantjes van legrassen*, Wageningen UR Livestock Research, Rapport 739, 2013.

199. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Groenteteelt; oogst en teeltoppervlakte per groentesoort*. Beschikbaar via <https://opendata.cbs.nl/statline/#/CBS/nl/dataset/37738/table?fromstatweb>. (Geraadpleegd 11 april 2023).
200. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Akkerbouwgewassen; productie naar regio*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/7100oogs>. (Geraadpleegd 11 april 2023).
201. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Fruitteteelt; oogst en teeltoppervlakte appels en peren*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/84499NED#>. (Geraadpleegd 11 april 2023).
202. Wageningen University & Research. *Graslandproductie gemiddeld 25% onder de maat*. Beschikbaar via <https://www.wur.nl/nl/nieuws/graslandproductie-gemiddeld-25-onder-de-maat.htm>. (Geraadpleegd 11 april 2023).
203. J. Gosselink, et al., *Oudere koeien voor een duurzame houderij*. V-focus, augustus 2008: p. 30-31.
204. The Daily Milk. *Wat eet een koe per dag?* Beschikbaar via <https://thedailymilk.nl/wat-eet-een-koe/>. (Geraadpleegd 25 januari 2023).
205. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Koeien krijgen de ruimte*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/1999/27/koeien-krijgen-de-ruimte>. (Geraadpleegd 25 januari 2023).
206. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Landbouw; gewassen, dieren en grondgebruik naar regio (gegevens uit 2021)*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/80780ned>. (Geraadpleegd 25 januari 2023).
207. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Melkaanvoer en zuivelproductie door zuivelfabrieken (gegevens uit 2021)*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/7425ZUIV?dl=6C56F>. (Geraadpleegd 25 januari 2023).
208. Vlees.nl. *Hoeveel vlees komt er van een koe?* Beschikbaar via <https://www.vlees.nl/faq/hoeveel-vlees-komt-er-van-een-koe/>. (Geraadpleegd 25 januari 2023).
209. M. Bosgoed, *Schapen in de wei: intensief of extensief*. Veehouder & Veearts, april 2021.
210. Praktijkonderzoek Veehouderij, *Handboek Schapenhouderij*, Lelystad: januari 2002.
211. C.L. Barnett, et al., *Radionuclide biological half-lives for farm animals*. 2019, NERC Environmental Information Data Centre.
212. A. Conrad, et al., *The German Environmental Survey for Children (GerES IV): Reference values and distributions for time-location patterns of German children*. International Journal of Hygiene and Environmental Health, 2013. **216**(1): p. 25-34.
213. Sociaal en Cultureel Planbureau, *Tijdsbestedingsonderzoek 2016*. 2021, <https://easy.dans.knaw.nl/ui/datasets/id/easy-dataset:223699>.
214. G. Tacken, et al., *Korteketenproducten in Nederland*, Wageningen University & Research, Wageningen, Wageningen Economic Research, Rapport 2021-013, 2021.
215. Ministerie van Verkeer en Waterstaat/Rijkswaterstaat directie Noordzee, *Noordzee-atlas, deel 1*, 2004.

216. A. van der Knijff, et al., *Verduurzaming voedselproductie. Inzicht in productie, import, export en consumptie van voedsel*, LEI-nota 11-085, 2011.
217. S.W. Verver, J.A. van Willigen, en T.P. Bult, *Verkennde beschrijving van de kleinschalige Nederlandse kustvisserij*, Nederlands Instituut voor Visserij Onderzoek (RIVO) BV. Rapportnummer: C037/05, 2005.
218. Nederlands Mosselbureau. *Over de mossel*. Beschikbaar via <https://www.mosselen.nl/nl/mosselinfo/over-de-mossel/>. (Geraadpleegd 19 april 2023).
219. The Fish Site. *Dutch seaweed farmers boast first offshore mechanical harvest*. Beschikbaar via <https://thefishsite.com/articles/dutch-seaweed-farmers-boast-first-offshore-mechanical-harvest>. (Geraadpleegd 19 april 2023).
220. De Zeekraalwijzer. *Zeekraal in Nederlandse schappen. Herkomst & Omvang (geschat)*. Beschikbaar via <https://www.zeekraalwijzer.nl/herkomst/> en <https://www.zeekraalwijzer.nl/wp-content/uploads/2012/10/20130502-Herkomst-Zeekraal-in-Nederlandse-Schappen-DEF-met-EU-logo.pdf>. (Geraadpleegd 19 april 2023).
221. Inspectie SZW, Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid (SZW). *NDO op wisselende werkplaatsen*. A1275. Rijksoverheid, 2016. <https://www.nlarbeidsinspectie.nl/publicaties/rapporten/2016/09/15/ndo-op-wisselende-werkplaatsen>.
222. KINT Commissie Stralingsbescherming NDO, *Praktijkrichtlijn Stralingsbescherming Niet-destructief Onderzoek*, Nederlandse Vereniging voor Kwaliteitstoezicht, Inspectie en Niet-destructieve Technieken (KINT), 2019.
223. VROM, *Stralen zonder schade! Inspecties industriële radiografie (2005 t/m 2008)*, VROM, 2009.
224. ANVS, *Toezichtresultaten bergplaatsen radioactieve bronnen voor industriële radiografie*, ANVS, 2023.

A Bijlage Beschrijving modellering met PC-CREAM 08

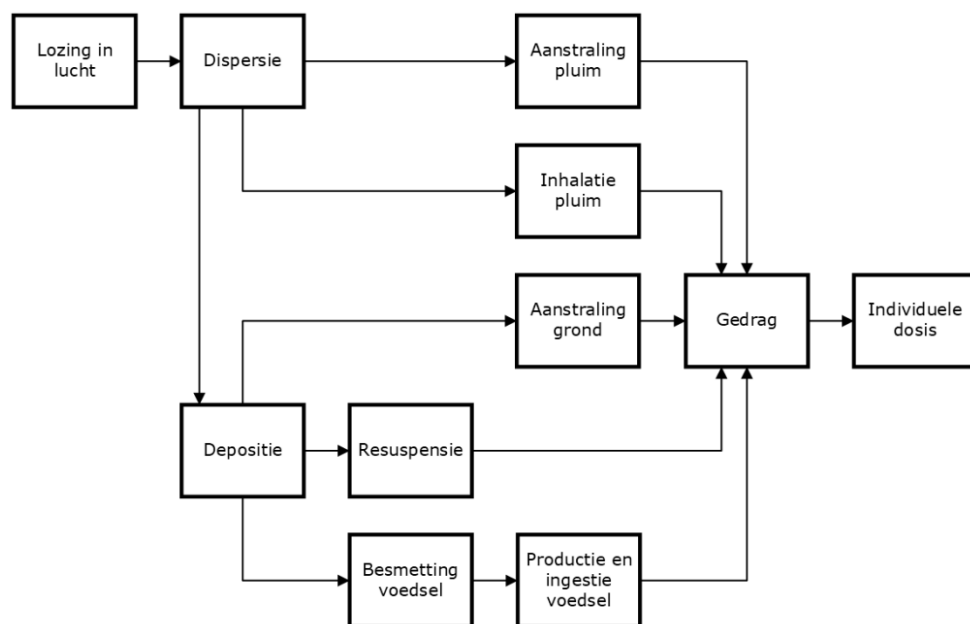
De bijlagen A-D bij dit rapport zijn bewerkte (en deels letterlijke) kopieën van inhoud van het RIVM-rapport 2023-0361 "Criteria voor lozingen van natuurlijke radioactiviteit in water en lucht" door M. van der Linden en D. Siegersma, 2023 [11]. De relevante delen van de modelbeschrijving en tabellen met benodigde parameterwaarden (wanneer nodig aangepast naar parameterwaarden die specifiek zijn voor de in het voorliggende rapport behandelde nucliden) zijn hier geplaatst om eventuele reproductie van de modelresultaten gegeven in het voorliggende rapport te faciliteren.

A.1 Verspreiding

Nadat een radioactieve stof geloosd is naar lucht of water, verspreidt deze zich in het milieu via een aantal processen (in de Verordening 'belastingpaden' genoemd [12]). Om de verspreiding van stoffen geloosd door de procesindustrie te modelleren en de individuele doses van blootgestelde mensen te berekenen, hebben we gebruikgemaakt van PC-CREAM 08. De gebruikte modellen beschrijven samen de relevante belastingpaden.

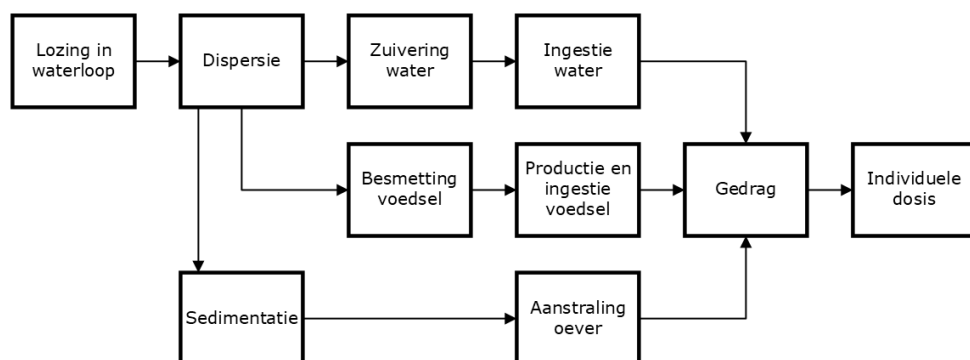
PC-CREAM 08 is een modelpakket dat is ontwikkeld voor de Europese Commissie [80, 169] en dat wordt beheerd door het Britse UK Health Security Agency [81]. We hebben voor dit modelpakket gekozen, omdat het een relatief diepgaand model is [170], specifiek ontwikkeld is voor routinematige lozingen van radioactieve stoffen, goed gedocumenteerd is [54, 169, 171-177], actief beheerd wordt, en de hele modelketen van lozing-verspreiding-blootstelling berekent.

Voor lozingen naar lucht beschrijft het gebruikte model het merendeel van de belastingpaden die het IAEA aanbeveelt [178] en alle processen die DOVIS-A voorschrijft [94]. Dit zijn verspreiding in lucht, depositie naar de bodem (inclusief 'ophoping'), resuspensie, verspreiding in de bodem, en opname in de voedselketen (zie Figuur A.). Een pad dat buiten beschouwing is gelaten, is de depositie vanuit de lucht naar oppervlaktewater: de hieruit volgende doses zijn te verwaarlozen ten opzichte van de doses ten gevolge van depositie naar land [94]. Het model voor verspreiding in lucht verschilt van het model dat DOVIS-A voorschrijft (de Uur-voor-uur-methode van het Nieuw Nationaal Model); dit wordt toegelicht in Bijlage C4 van [11].

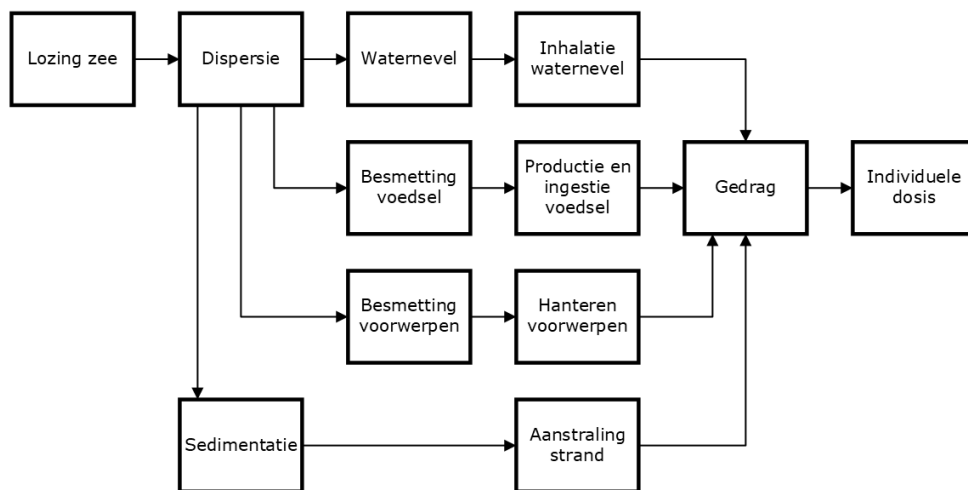


Figuur A.1 Modelmatige beschrijving van lozingen in lucht, de verspreiding in het milieu en de resulterende blootstelling aan straling door leden van de bevolking.

Voor directe lozingen naar oppervlaktewater (waterlopen of zee) berekenen de modellen, zoals het IAEA ook aanraadt [178], verspreiding in water, neerslag naar sediment en opname in de voedselketen (zie Figuur A.2 en Figuur A.3). In PC-CREAM 08 wordt voor lozingen naar zee ook de blootstelling berekend als gevolg van het hanteren van besmette voorwerpen (*handling*) en door inhalatie van waternevel. Belastingpaden die we *niet* meenemen, zijn het drinken van vee, het irrigeren van gewassen met besmet oppervlaktewater, en het grazen van vee op de uiterwaarden van een rivier (zie paragraaf D.4 in referentie [11] voor de onderbouwing hiervan).



Figuur A.2 Modelmatige beschrijving van lozingen in waterlopen, de verspreiding in het milieu en de resulterende blootstelling aan straling door leden van de bevolking.



Figuur A.3 Modelmatige beschrijving van lozingen in zee, de verspreiding in het milieu en de resulterende blootstelling aan straling door leden van de bevolking.

Om de verspreiding via de belastingpaden te kunnen berekenen, hebben de modellen parameterwaarden nodig. Als het parameters zijn die van land tot land verschillen, is zo veel mogelijk gebruikgemaakt van Nederlandse waarden. Het gaat dan bijvoorbeeld over de productie van gewassen en de consumptie van voedsel.

Parameters die daarentegen weinig verschillen per locatie, zijn zo veel mogelijk afkomstig van IAEA-publicaties. Het gaat dan bijvoorbeeld om parameters die beschrijven hoe radionucliden zich verspreiden in de bodem, naar planten en naar dieren. Waar deze cijfers niet beschikbaar waren, zijn de standaardwaarden uit PC-CREAM 08 overgenomen.

De verspreiding van activiteit in het milieu is gemodelleerd met vele waarden, deze zijn weergegeven in het vervolg van deze bijlagen.

A.2 Blootstellingsscenario's

De manier waarop mensen blootstaan aan straling, verschilt op basis van hun locatie, dieet, aanwezigheid, voorkeur voor activiteiten die tot blootstelling leiden, leeftijd, en ademvolumetempo [26]. Dit hebben we gemodelleerd met blootstellingsscenario's (zie volgende tabellen).

Elk van deze blootstellingsscenario's correspondeert met hypothetische personen die zich over het algemeen gemiddeld gedragen en waarbij één gedragsaspect verhoogd is tot het 95^{ste} percentiel van de bevolking. In het ene blootstellingsscenario hebben de personen bijvoorbeeld een extra hoog ademvolumetempo, terwijl een ander blootstellingsscenario personen beschrijft die extra veel vis eten. We nemen dus niet voor iedere variabele tegelijkertijd een zeer conservatieve waarde. De verschillende variabelen komen overeen met parameters die in de modellen beschikbaar zijn.

Verder houden we rekening met de ruimtelijke verdeling van radionucliden door de personen op verschillende afstanden van het lozingspunt te plaatsen.

We beschouwen voor dit rapport alleen de leeftijdsgroep 'volwassene'.

Bij het bepalen van gemiddelde en verhoogde parameterwaarden is zo veel mogelijk gebruikgemaakt van gegevens over de Nederlandse bevolking.

Tabel A.1 Blootstellingsscenario's voor lozingen naar lucht (L1-L5). Per blootstellingsscenario is aangegeven welke gedragsparameter gemiddeld is (leeg vakje) of verhoogd (+). Verder is als randvoorwaarde aangegeven welke afstand de blootgestelde personen minimaal hebben tot het lozingspunt. Daarnaast zijn voorbeelden gegeven van de blootgestelde personen.

Nr	Blootstellings-tijd	Fractie buiten	Ademvolume-tempo	Fractie lokaal voedsel	Consumptie voedsel	Minimale afstand (m)	Voorbeeld
B0						100	Een persoon met gemiddeld gedrag
B1	+					100	Iemand die veel thuis is, in de buurt werkt of naar school gaat
B2		+				100	Een persoon die graag buiten is.
B3			+			100	Een persoon die vaak actief is.
B4				+		1000	Een persoon die regelmatig boodschappen doet bij een boerderijwinkel.
B5					+	100	Een persoon die veel eet.

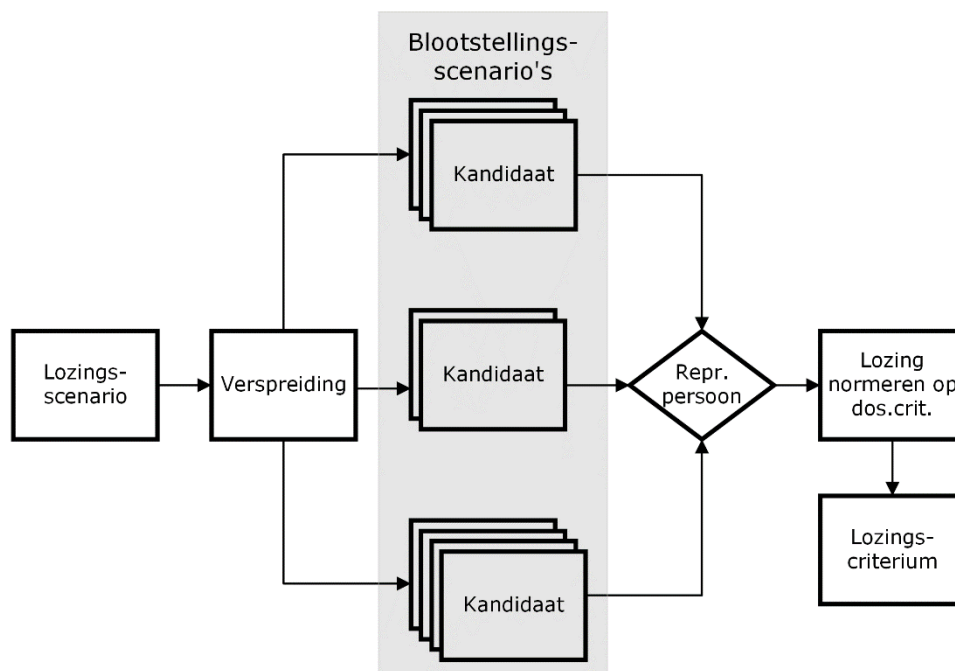
Tabel A.2 Blootstellingsscenario's voor lozingen naar zee (W5-W6). Per blootstellingsscenario is aangegeven welke gedragsparameter gemiddeld is (leeg vakje) of verhoogd (+). 'Handling' verwijst naar het vasthouden van besmette voorwerpen, zoals visgerei of speelgoed. Daarnaast zijn voorbeelden gegeven van de blootgestelde personen.

Nr	Adem-volume-tempo	Fractie lokaal voedsel	Blootstellings-tijd	Handling	Consumptie voedsel	Afstand tot zee	Voorbeeld
B0							Een persoon met gemiddeld gedrag
B10	+						Een person die vaak actief is
B11		+					Een persoon die graag lokaal zeevoedsel koopt of dit zelf vangt
B12			+				Een persoon die vaak op het strand is
B13				+			Een persoon die op het strand vaak voorwerpen zoals visgerei of strandspeelgoed hanteert
B14					+		Een persoon die veel zeevoedsel eet
B15						+	Een persoon die vaak dicht bij de zee is

A.2.1 Representatieve persoon

De personen in de blootstellingsscenario's worden gebruikt om de 'representatieve persoon' te bepalen (zie Figuur A.4). Dit is een (hypothetische) persoon die leden van de bevolking met een hogere blootstelling vertegenwoordigt. Personen met extreme of zeldzame gewoonten worden uitgesloten van het concept van de representatieve persoon [12]. Als de representatieve persoon gebruikt wordt voor het opstellen van een dosiscriterium betekent dat dat de kans dat een willekeurig lid van de bevolking een effectieve dosis ontvangt die groter is dan het dosiscriterium, kleiner zou moeten zijn dan 5% [26].

Van iedere kandidaat-representatieve persoon is de blootstelling berekend. De representatieve persoon is nu de kandidaat met de hoogste effectieve dosis. Wie dit is, kan per lozingsscenario en per radionuclide verschillen.



Figuur A.4 Schematische weergave van de aanpak als een lozingscriterium wordt bepaald voor een gegeven lozingsscenario en radionuclide, op basis van bijbehorende dosis voor de representatieve persoon. Aan het lozingsscenario is een aantal blootstellingsscenario's gekoppeld. Ieder blootstellingsscenario beschrijft op zijn beurt meerdere kandidaten. De kandidaat met de hoogste dosis is de representatieve persoon. De lozing wordt zo genormeerd, dat de representatieve persoon een dosis ontvangt die gelijk is aan het dosiscriterium.

De gekozen methode om de representatieve persoon te bepalen, is dus deterministisch: de parameters die het gedrag van blootgestelde mensen beschrijven, hebben vaste waarden. Dit verschilt van de probabilistische aanpak, waarbij parameterwaarden herhaaldelijk uit een verdeling worden getrokken en uit de resulterende doses een bepaald percentiel wordt getrokken.

A.2.2 *Blootstellingsroutes*

Wanneer de geloosde radionucliden zich in het milieu verspreiden, staan mensen op verschillende manieren bloot aan straling. Met de modellen wordt per blootstellingsroute een effectieve (volg)dosis berekend. De effectieve dosis van een persoon is de som van deze doses.

Voor lozingen naar lucht zijn de blootstellingsroutes: inhalatie van de pluim, externe straling vanuit de pluim (*cloudshine*), externe straling vanaf de grond (*groundshine*), inhalatie van geresuspendeerde activiteit, en ingestie van bepaald voedsel (runderlever, rundvlees, koemelk, koemelkproducten, fruit, graan, 'groene groente'¹, 'wortelgewassen'², schapenlever en schapenvlees). De gekozen voedselcategorieën komen grotendeels overeen met die uit DOVIS-A [94], alhoewel bepaalde producten buiten beschouwing worden gelaten (eieren, varkensvlees, kip). Dit heeft voornamelijk te maken met de scope van de modellen in PC-CREAM 08, waar slechts een beperkt aantal diersoorten kan worden gemodelleerd. Wij hebben deze ingevuld als koeien en schapen omdat deze de meest relevante zijn voor de blootstelling. Dit wordt verder toegelicht in Bijlage 0. Een blootstellingsroute die *niet* wordt beschouwd, is ingestie via hand-mondcontact na het hanteren van besmette grond (bijvoorbeeld door kinderen die buiten spelen)³.

Voor lozingen naar zee beschouwen we externe straling vanaf het strand, externe straling vanaf besmette voorwerpen (*handling*), inhalatie van opspattend zeewater, en ingestie van kreeftachtigen, vis, zeeweekdieren en zeewier. Blootstellingsroutes die *niet* worden beschouwd, zijn externe straling vanuit en ingestie van ongezuiverd zeewater.

¹ Hier gedefinieerd als groenten waarvan het bovengrondse deel wordt gegeten, zoals bladgroenten en peulvruchten.

² Deze categorie omvat in dit onderzoek niet alleen de eigenlijke wortelgewassen maar ook andere groenten waarvan het ondergrondse deel wordt gegeten, zoals aardappelen.

³ Deze route wordt beschouwd in onderzoeken naar chemische verontreinigingen [179] maar is niet meegenomen in PC-CREAM 08 of beschreven in IAEA SRS-19 [178] en DOVIS-A [94]. Uit een indicatieve berekening lijkt ingestie via hand-mondcontact voor de beschouwde radionucliden minder relevant dan ingestie van voedselproducten.

B Bijlage Algemene parameters en aannames

De bijlagen A-D bij dit rapport zijn bewerkte (en deels letterlijke) kopieën van inhoud van het RIVM-rapport 2023-0361 "Criteria voor lozingen van natuurlijke radioactiviteit in water en lucht" door M. van der Linden en D. Siegersma, 2023 [11]. De relevante delen van de modelbeschrijving en tabellen met benodigde parameterwaarden (wanneer nodig aangepast naar parameterwaarden die specifiek zijn voor de in het voorliggende rapport behandelde nucliden) zijn hier geplaatst om eventuele reproductie van de modelresultaten gegeven in het voorliggende rapport te faciliteren.

B.1 Dosisconversiecoëfficiënten voor lozingen naar lucht, waterloop, zee

Voor de berekeningen in PC-CREAM 08 zijn dosisconversiecoëfficiënten (DCC's) nodig voor externe straling, ingestie en inhalatie. Voor externe straling nemen we de standaard bijgeleverde DCC's over. Voor ingestie en inhalatie gebruiken we de in Nederland voorgeschreven DCC's voor leden van de bevolking (Tabel B.1) [12, 180].

Tabel B.1 Dosisconversiecoëfficiënten voor ingestie en inhalatie door leden van de bevolking. Deze zijn gebruikt voor dosisberekeningen aan waterlopen, zee en lucht.

Radio-nuclide	Volwassene	
	e_{inh} [Sv/Bq]	e_{ing} [Sv/Bq]
Pb-210	$1,1 \times 10^{-6}$	$6,9 \times 10^{-7}$
Po-210	$3,3 \times 10^{-6}$	$1,2 \times 10^{-6}$
Ra-226	$3,5 \times 10^{-6}$	$2,8 \times 10^{-7}$
Ra-228	$2,6 \times 10^{-6}$	$6,9 \times 10^{-7}$
Th-228	$4,0 \times 10^{-5}$	$7,2 \times 10^{-8}$
Th-232	$2,5 \times 10^{-5}$	$2,3 \times 10^{-7}$

Voor de DCC's voor inhalatie hebben we, waar mogelijk, per radionuclide de waarde geselecteerd waarvan het absorptietype overeenkomt met het 'aanbevolen absorptietype voor deeltjesaerosolen wanneer er geen specifieke informatie beschikbaar is' [12]. Het aanbevolen absorptietype is 'M' (matig snel) voor lood, polonium, en radium. Het is 'S' (langzaam) voor thorium.

B.2 Ingestietempo

De consumptie van voedsel en drinken (Tabel B.2) is zo veel mogelijk bepaald op basis van de Voedselconsumptiepeiling van 2012-2016 [181]. Deze dataset geeft weer hoeveel Nederlanders consumeren, uitgesplitst naar hoofdvoedselgroepen en subgroepen. Deze worden zo veel mogelijk overgezet naar de voedselcategorieën die PC-CREAM 08 hanteert.

Bij het construeren van de ingestietempo's gaan we zo veel mogelijk uit van de hoofdvoedselgroepen, en corrigeren deze door de gemiddelde consumptie van irrelevante (sub)subgroepen hiervan af te trekken. Voor de 1-jarige gebruiken we consumptie van 1- tot 3-jarigen; voor de 10-jarige die van 9- tot 13-jarigen; voor de volwassene die van 19- tot 79-jarigen.

De consumptie van zeewier is gebaseerd op een RIVM-rapport [182].

Over de consumptie van runder- en schapenlever is weinig informatie gevonden. We nemen aan dat deze consumptie 1% is van die van runder- en schapenvlees. Een uitzondering hierop is de verhoogde consumptie van runderlever: hiervoor is aangenomen dat deze persoon zijn dagelijkse behoefte aan vitamine A [183] volledig uit runderlever probeert te halen.

Tabel B.2 Consumptie van voedsel voor drie leeftijdscategorieën (1-jarige, 10jarige, volwassene) en twee statistieken (gemiddelde en 95ste percentiel). In een aantal gevallen (schapenvlees en -lever, kreeftachtigen, zeeweekdieren) was de 'verhoogde' consumptie lager dan de gemiddelde consumptie, omdat slechts een klein percentage mensen verantwoordelijk was voor een relatief grote consumptie.

Leeftijd	Voedsel	Gemiddelde consumptie [kg/jaar]	Verhoogde consumptie [kg/jaar]
Volwassene	Fruit	$4,4 \times 10^1$	$1,4 \times 10^2$
Volwassene	Graan	$7,3 \times 10^1$	$1,4 \times 10^2$
Volwassene	Groene groente	$4,5 \times 10^1$	$1,3 \times 10^2$
Volwassene	Koemelk	$6,8 \times 10^1$	$2,1 \times 10^2$
Volwassene	Koemelkproducten	$5,6 \times 10^1$	$2,3 \times 10^2$
Volwassene	Kreeftachtigen	$2,9 \times 10^{-1}$	$0,0 \times 10^0$
Volwassene	Runderlever	$2,3 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^0$
Volwassene	Rundvlees	$2,3 \times 10^1$	$8,0 \times 10^1$
Volwassene	Schapenlever	$2,2 \times 10^{-3}$	$0,0 \times 10^0$
Volwassene	Schapenvlees	$2,2 \times 10^{-1}$	$0,0 \times 10^0$
Volwassene	Vis	$6,2 \times 10^0$	$3,6 \times 10^1$
Volwassene	Water	$5,8 \times 10^2$	$1,1 \times 10^3$
Volwassene	Wortelgewassen	$3,8 \times 10^1$	$1,3 \times 10^2$
Volwassene	Zeeweekdieren	$2,9 \times 10^{-1}$	$0,0 \times 10^0$
Volwassene	Zeewier	$1,9 \times 10^0$	$3,0 \times 10^0$

B.3 Ademvolumetempo

In het ademvolumetempo van mensen maken we onderscheid in vier toepassingen (Tabel B.3). De ademvolumetempo's zijn gemiddeld over de seksen.

Tabel B.3 Ademvolumetempo [$m^3/jaar$] voor leden van de bevolking, voor lange perioden (zoals een jaar) en kortere (zoals een werkdag).

Leeftijd	Langdurig		Kortdurend	
	Gemiddelde	Verhoogd	Lichte werkzaamheden	Zware werkzaamheden
Volwassene	$7,4 \times 10^3$	$9,0 \times 10^3$	$1,2 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$

Het gemiddelde ademvolumetempo voor langere perioden is een gewogen gemiddelde dat is samengesteld uit verschillende activiteiten met verschillende zwaarte (slapen, zitten, en lichte en zware werkzaamheden) en tijdsduren [184].

Het verhoogde ademvolumetempo voor de langere perioden is afkomstig uit het Amerikaanse *Exposure Factors Handbook* [185].

De ademvolumetempo's voor lichte en zware werkzaamheden [184] zijn van toepassing op de relatief korte periode waarin iemand deze werkzaamheden uitvoert.

Deze aanpak wijkt af van DOVIS-A, die voor het ademvolumetempo een 'zittend-werk-verrichtende volwassen man' voorschrijft [94].

B.4 Chemisch vergelijkbare elementen

In de berekeningen maken we gebruik van een groot aantal parameters die elementspecifiek zijn. Deze beschrijven hoe de radionucliden zich verspreiden in de bodem, naar planten en naar dieren. Deze parameters zijn niet voor alle elementen bekend. Wanneer er geen waarde bekend was voor het betreffende radionuclide, is gebruikgemaakt van parameters voor elementen die chemisch vergelijkbaar zijn. Deze aanpak wordt ook in de literatuur gebruikt bij het opstellen van tabellen met dergelijke parameters (bijvoorbeeld in IAEA TRS-422 [186]). Hierbij moet worden opgemerkt dat chemisch vergelijkbare elementen zich toch anders kunnen gedragen, met name wanneer het gaat om specifieke biochemische processen in planten, dieren of mensen [187].

Wanneer parameterwaarden beschikbaar waren voor meerdere chemisch vergelijkbare elementen, hebben we de mediaan van deze waarden gebruikt.

C Bijlage modellering van lozingen naar lucht

De bijlagen A-D bij dit rapport zijn bewerkte (en deels letterlijke) kopieën van inhoud van het RIVM-rapport 2023-0361 "Criteria voor lozingen van natuurlijke radioactiviteit in water en lucht" door M. van der Linden en D. Siegersma, 2023 [11]. De relevante delen van de modelbeschrijving en tabellen met benodigde parameterwaarden (wanneer nodig aangepast naar parameterwaarden die specifiek zijn voor de in het voorliggende rapport behandelde nucliden) zijn hier geplaatst om eventuele reproductie van de modelresultaten gegeven in het voorliggende rapport te faciliteren.

C.1 Verspreidingsmodellering

PC-CREAM 08 heeft vier deelmodellen die gezamenlijk de verspreiding van radionucliden na luchtlozingen beschrijven. In deze paragraaf worden de invoerparameters voor elk van deze deelmodellen gegeven.

- PLUME: een Gaussisch pluimmodel voor luchtverspreiding.
- RESUS: een model dat de resuspensie van gedeponeerde activiteit beschrijft.
- GRANIS: een model voor de verspreiding van radionucliden in de bodem.
- FARMLAND: een model dat beschrijft hoe radionucliden in de voedselketen terecht komen.

C.1.1 Luchtverspreiding (PLUME)

Het luchtverspreidingsmodel van PC-CREAM 08 (PLUME) heeft effectieve hoogtes nodig waarop de lozing plaatsvindt. Voor de luchtlozingen van de staalindustrie nemen we aan dat de lozingen op een effectieve hoogte van 30 meter plaatsvinden. Daarmee komt de effectieve lozingshoogte overeen met die van scenario L3a in [86]. Vanuit de literatuur is er onduidelijkheid over de reële effectieve lozingshoogte in de staalindustrie in Nederland. Bronnen rapporteren zowel schoorstenen van minstens 50 meter hoog [96] als "veel lagere schoorstenen" [188], hoewel wel allebei met 'hoge warmte-inhoud'. Omdat wij ervan uitgaan dat de lozing volledig plaatsvindt vanuit de pelletfabriek rekenen we met een lozingshoogte van 30 meter, met geringe warmte-inhoud [85].

PLUME heeft verder een relatieve frequentietabel nodig die beschrijft hoe vaak bepaalde weersomstandigheden voorkomen. We gebruiken hiervoor acht windrichtingen en acht stabiliteitsklassen (Pasquill-klassen A-F, C met regen, D met regen), en baseren de frequenties op Nederlandse weersomstandigheden (Tabel C.1). De frequentietabel is gebaseerd op waarnemingen van het KNMI, met een resolutie van één uur [189]. Hieruit zijn de – op het moment van schrijven – 25 meest recente jaren gekozen (1997-2021). Uit de beschikbare stations is het weerstation van De Kooy (Den Helder) gekozen als representatief voor het lozingspunt van de staalindustrie. Van de meteorologische waarnemingen van dit weerstation is telkens de windrichting afgelezen en de stabiliteitsklasse (A-F) bepaald [190]. Waarnemingen met stabiliteitsklassen C-D en neerslag zijn ingedeeld in stabiliteitsklassen 'C regen' en 'D regen'.

Tabel C.1 Relatieve frequentietabel van weersomstandigheden, gebruikt in PLUME. We beschouwen acht stabiliteitsklassen (A–D regen) en acht windrichtingen (hier gedefinieerd als: richting waar het heen waait). De stabiliteitsklasse 'C regen' komt (afgerond) niet voor. De som van alle relatieve frequenties is 100%.

	NO	O	ZO	Z	ZW	W	NW	N
A	0,2%	0,4%	0,2%	0,2%	0,4%	0,3%	0,1%	0,3%
B	0,6%	1,2%	0,8%	0,6%	1,6%	1,0%	0,4%	0,5%
C	1,4%	1,1%	0,6%	0,4%	1,3%	0,8%	0,3%	0,4%
D	14,0%	11,9%	5,8%	4,8%	5,2%	6,4%	3,5%	8,7%
E	0,5%	0,6%	0,5%	0,5%	0,5%	1,3%	0,5%	0,8%
F	0,7%	1,0%	0,8%	1,2%	0,5%	1,0%	0,9%	1,8%
C regen	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
D regen	2,8%	2,2%	1,5%	0,9%	0,5%	0,6%	0,7%	2,4%

Welke windsnelheid bij een bepaalde stabiliteitsklasse hoort (Tabel C.2), is bepaald op basis van dezelfde waarnemingen van het KNMI. De hoogte van de menglaag kan ook gedefinieerd worden per stabiliteitsklasse; deze hebben we gelijk gehouden aan de standaardwaarden uit PLUME.

Tabel C.2 Per stabiliteitsklasse is de gemiddelde windsnelheid (afgerond op hele of halve m/s) en de hoogte van de menglaag gegeven.

Stabiliteitsklasse	Windsnelheid [m/s]	Menglaaghoogte [m]
A	2,0	1300
B	4,0	900
C	6,0	850
D	5,5	800
E	4,0	400
F	2,0	100
C regen	Zie C	Zie C
D regen	Zie D	Zie D

PLUME houdt rekening met natte en droge depositie. De parameters die deze processen beschrijven, hebben in alle lozingsscenario's de standaardwaarden gekregen die PLUME aanraadt. De radionucliden die geloosd worden door de procesindustrie (paragraaf 4.3.1) hebben voor natte depositie een *washout*-coëfficiënt van $1 \times 10^{-4} \text{ s}^{-1}$, en voor droge depositie een snelheid van $1 \times 10^{-3} \text{ m s}^{-1}$. De onderliggende aanname is dat deze radionucliden gebonden zijn aan deeltjes met een diameter van circa $1 \mu\text{m}$ [169]. Dit lijkt een redelijke aanname voor grotere hoogtes, waar verhoudingsgewijs veel PM_{2,5} wordt geloosd [191]. Op lagere hoogtes worden daarentegen meer grotere deeltjes geloosd [191]. De gekozen deeltjesgrootte sluit redelijk aan op DOVIS-A, die bij het modelleren van depositie 'middelfijn stof' voorschrijft [94]. Deze categorie stof bestaat uit deeltjes met een diameter kleiner dan $1 \mu\text{m}$ (53 massaprocent), $12,5 \mu\text{m}$ (16%), $2,5\text{--}4 \mu\text{m}$ (12%), $4\text{--}10 \mu\text{m}$ (12%), $10\text{--}20 \mu\text{m}$ (4%) en groter dan $20 \mu\text{m}$ (3%) [192]. De *washout*-coëfficiënt komt redelijk overeen met de gehanteerde waarde in het luchtverspreidingsmodel NPK-Puff, dat het RIVM gebruikt bij stralingsincidenten [193].

PLUME gebruikt een ruwheidslengte, die beschrijft in hoeverre er obstakels rondom het lozingspunt zijn. Het gaat dan bijvoorbeeld om bomen of gebouwen die in de buurt staan en daardoor een oneffen oppervlak creëren. De ruwheidslengte op land kan variëren van 0,005 m (geen obstakels of begroeiing) tot 3 m (stadskern) [194]. We nemen de standaard-ruwheidslengte uit PLUME over van 0,3 m, wat overeenkomt met een ruwe tot zeer ruwe omgeving [194].

C.1.2 *Resuspensie (RESUS)*

PC-CREAM 08 beschrijft resuspensie van gedeponeerde radioactieve stoffen met een apart model (RESUS). De resuspensiefactor in RESUS is tijdsafhankelijk en beschrijft resuspensie als gevolg van wind. RESUS bevat geen parameters die door de gebruiker kunnen worden gewijzigd.

C.1.3 *Verspreiding in de bodem (GRANIS)*

Het bodemverspreidingsmodel in PC-CREAM 08 (GRANIS) geeft de keuze uit twee beschrijvingen van de bodem. De eerste optie is een bodem die regelmatig wordt omgewoeld (door bijvoorbeeld ploegen) en daarmee tot 30 cm homogeen is. De tweede optie is een bodem die (relatief) onverstoorde is en uit meerdere lagen bestaat, die elk een eigen compositie kunnen hebben. Wij gaan uit van een intensief bewerkte en goed gedraineerde akker, en hebben daarom gekozen voor de eerste optie. Als samenstelling van de bodem nemen wij het standaardmateriaal *Generic dry soil* uit GRANIS. De dichtheid hiervan (1,25 g/cm³) komt goed overeen met de dichtheid van grond gegeven in DOVIS-A (1,3 g/cm³) [94]. De gekozen dikte van de toplaag (30 cm) komt redelijk overeen met wat DOVIS-A voorschrijft (10 cm voor grasland en 20 cm voor akkerland) [94].

De parameters die de migratie van radionucliden in de bodem beschrijven kunnen niet door de gebruiker worden gewijzigd.

C.1.4 *Verspreiding in de voedselketen (FARMLAND)*

Het voedselketenmodel FARMLAND is een compartimentenmodel. Hiermee wordt berekend hoe radionucliden na depositie worden opgenomen in planten en dieren. Opname in planten vindt plaats via de wortels en door depositie op bladeren. Dieren nemen radioactiviteit op door de consumptie van planten (gras, met een kleine fractie grond) en door inhalatie van geresuspendeerde activiteit (inhalatie van de pluim wordt dus niet meegenomen¹). Het eindpunt van de berekeningen in FARMLAND is de activiteitsconcentratie in verschillende voedselproducten. De gemodelleerde planten en dieren zijn beschreven in deze bijlage. Daarnaast zijn er drie soorten invoerparameters:

- plantaafhankelijke parameters, gegeven in Tabel C.3;
- dieraafhankelijke parameters, gegeven in Tabel C.4;
- elementafhankelijke parameters, gegeven in Tabel C.5, Tabel C.6, en Tabel C.7.

¹ Uit een aantal verkennende berekeningen blijkt dat de opname van activiteit door grazende dieren als gevolg van ingestie enkele ordes van grootte hoger is dan de opname van activiteit als gevolg van inhalatie, ook wanneer de pluim zelf wordt meegenomen.

Gemodelleerde planten en dieren

FARMLAND bevat, voor de beschouwde nucliden, één generiek plantenmodel en één generiek dierenmodel¹. Om rekening te kunnen houden met verschillende planten en dieren, bevat het model vijf plantencategorieën en twee dierencategorieën. Voor elke categorie worden aparte invoerparameters opgegeven.

De vijf categorieën planten zijn *green vegetables*, *root vegetables*, *grain*, *fruit*, en *pasture*, waarvan de laatste enkel dient als voedsel voor dieren. De twee categorieën dieren in het model zijn *cow* en *sheep*. Beide leveren *meat* en *liver* (dit wordt als een aparte voedselcategorie beschouwd omdat bepaalde radionucliden zich in de lever kunnen ophopen). Met het *cow*-model wordt ook de activiteitsconcentratie in *milk* berekend.

We hebben deze standaardcategorieën overgenomen: de planten komen daarmee overeen met respectievelijk groene groente, wortelgewassen, graan en fruit, en de twee beschouwde dieren zijn koeien en schapen. Over het algemeen sluiten de categorieën namelijk goed aan bij de Nederlandse landbouwpraktijken en voedselconsumptie (zie Bijlage B.2).

Een uitzondering hierop is de categorie *sheep*: in Nederland wordt weinig schapenvlees gegeten maar juist veel kip (30 keer meer dan schapenvlees [181]). We gaan in onze berekeningen toch uit van schapen. Uit testberekeningen blijkt namelijk dat de inname van activiteit door consumptie van schapenvlees gelijk is aan of hoger is dan de inname van activiteit door consumptie van kippenvlees. Dit komt doordat kippen over het algemeen binnen worden gehouden en gevoerd worden met onbesmet voedsel [195-197], terwijl schapen buiten grazen. Hierdoor nemen kippen alleen activiteit op door inhalatie. Via deze route nemen dieren echter veel minder activiteit op dan via ingestie. Voor de testberekeningen zijn schapen gemodelleerd zoals beschreven in deze bijlage. Voor kippen hebben we de parameters van het *sheep*-model als volgt aangepast: ingestie is niet meegenomen, de *transfer factor* naar vlees is met een factor 10 verhoogd [187], de slachtleeftijd is 0,17 jaar en het gewicht is 2,5 kg [198]. We nemen verder aan dat het ademvolumetempo schaalt met de massa van het dier. Een modelbeperking van FARMLAND is dat dieren niet de pluim zelf inhaleren maar enkel de resuspensie (aan de hand van onze berekeningen is dit ongeveer 0,3% van de pluim).

Plantaafhankelijke invoerparameters

De plantaafhankelijke invoerparameters zijn gegeven in Tabel C.3. Dit zijn onder andere parameters die de interceptie of verwerking ('*weathering*') van radionucliden op gewassen beschrijven, maar ook parameters die de landbouwpraktijken zelf beschrijven. Deze zijn zo veel mogelijk in lijn gebracht met de Nederlandse praktijk.

¹ Voor strontium, cesium, jodium en de transuranen wordt in FARMLAND een ander (complexer) metabool model gebruikt voor dieren.

Tabel C.3 Plantafhankelijke invoerparameters gebruikt in het FARMLAND-model.

Een '-' geeft aan dat er geen waarde gedefinieerd hoeft te worden.

Parameter	Green veg.	Grain	Pasture	Root veg.	Fruit
Yield fresh weight ¹ [kg/km ²]	3×10^6	7×10^5	$1,1 \times 10^6$	$4,6 \times 10^6$	$3,5 \times 10^6$
Plant interception factor	0,66	0,46	0,53	0,54	0,94
Seed interception factor	-	$2,1 \times 10^{-2}$	-	-	-
Fruit interception factor	-	-	-	-	$1,4 \times 10^{-2}$
Weathering half-life for plant [d]	14	14	14	14	14
Weathering half-life for the seeds [d]	-	14,40	-	-	-
Weathering half-life for winter [d]	-	-	28	-	-
Weathering half-life for the fruit [d]	-	-	-	-	14
Soil contamination [%]	0,1	0,01	-	0,1	0,1
Preparation loss	0,8	0,9	-	0	0
Dry weight [%]	8	88	24	19	15
Soil density [g/cm ³]	1,25	1,25	1,25	1,25	1,25
Resuspension coefficient [m ⁻¹]	$8,0 \times 10^{-8}$	$8,0 \times 10^{-8}$	$8,0 \times 10^{-8}$	$8,0 \times 10^{-8}$	$8,0 \times 10^{-8}$
Deposition velocity [m/s]	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$
T _{1/2} in 30cm soil [d]	$3,65 \times 10^4$	$3,65 \times 10^4$	-	$3,65 \times 10^4$	$3,65 \times 10^4$
T _{1/2} for fixation of Cs [d]	-	-	$3,29 \times 10^2$	-	-

De opbrengsten (*yield*) zijn geschat aan de hand van gegevens van het CBS over de Nederlandse landbouw. In veel gevallen geeft dit een bereik van mogelijke waarden, afhankelijk van het oogstjaar en soorten gewassen die wel en niet worden beschouwd. Wanneer de waarde uit DOVIS-A [94] binnen dit bereik valt, hebben we hiervoor gekozen. In andere gevallen zijn we uitgegaan van het gemiddelde van het bereik van de CBS-data. Op deze manier zijn gegevens verkregen voor:

- *green vegetables* (groenten open grond, periode 1998-2022 [199]);
- *grain* (gerst, rogge en haver, periode 2000 en 2021 [200] en graan [94]);
- *root vegetables* (aardappelen, suikerbieten en uien [200] en knol- en wortelgewassen [94]); en
- *fruit* (appelrassen totaal en perenrassen totaal, periode 1997-2021 [201]).

¹ Uit de documentatie van PC-CREAM 08 [169] blijkt dat de opbrengst van *pasture* moet worden ingevoerd als drooggewicht.

De opbrengst van *pasture* is afkomstig van onderzoek van Wageningen University & Research [202].

De waarden voor de *interception factor* zijn aangepast. Deze parameter hangt af van de opbrengst en de zogenaamde *uptake coefficient* (eenheid: m^2/kg), zoals beschreven in de documentatie voor FARMLAND [173]. Voor deze *uptake coefficient* nemen we wel de standaardwaarden uit FARMLAND, omdat deze redelijk overeenkomen met waarden uit IAEA SRS-19 (tabel VII) [178].

We gebruiken drooggewichten (*dry weight*) afkomstig uit IAEA TRS-472 (tabel 62) [187]. Verder hebben we de dichtheid van de grond aangepast naar $1,25 \text{ g/cm}^3$ om consistent te zijn met de modellering in het bodemverspreidingsmodel RESUS.

Voor de overige parameters zijn we uitgegaan van de standaardwaarden uit FARMLAND. De standaardwaarden voor *weathering half-life* zijn in overeenstemming met de aanbevolen waarden uit IAEA SRS-19 (tabel VII) [178] en IAEA TRS-472 (tabel 6) [187]. Dit geldt ook voor de waarde voor *soil contamination* [178]. De parameter *preparation loss* (verwijdering van activiteit door bereiding van voedsel) heeft in FARMLAND alleen betrekking op de activiteit die op het oppervlak van het gewas aanwezig is. Dit wijkt af van de definitie in DOVIS-A. De standaardwaarden uit FARMLAND zijn daarom overgenomen.

Dierafhankelijke invoerparameters

De dierafhankelijke invoerparameters, gegeven in Tabel C.4, beschrijven de grootte en het gedrag van de dieren in het model. Dit is mede bepalend voor de uiteindelijke activiteitsconcentratie in dierlijke producten. FARMLAND geeft standaardwaarden voor elk van deze invoerparameters. Deze hebben wij gecontroleerd en indien nodig aangepast naar typische Nederlandse waarden.

Tabel C.4 Dierafhankelijke invoerparameters gebruikt in het FARMLAND-model. Een '-' geeft aan dat er geen waarde gedefinieerd hoeft te worden.

Parameter	Cow	Sheep
Dry weight intake of pasture [kg/d]	10	1,5
Fraction of dry matter intake as soil [%]	4	20
Inhalation rate [m^3/s]	$1,5 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-4}$
Mean life span [jaar]	6	1
Grazing density [km^{-2}]	250	1250
Mass carcass [kg]	350	18
Mass liver [kg]	6	0,8
Milk production rate [L/d]	24	-

Er is relatief veel informatie beschikbaar over koeien in Nederland. Voor sommige parameters geeft de standaardwaarde in FARMLAND een goede beschrijving van de Nederlandse situatie (de consumptie van grond per dag [94] en de gemiddelde leeftijd van een koe [203]). Voor de consumptie van gras [204], dichtheid van de begrazing [205], melkproductie [206, 207] en massa van het karkas [208] wijken Nederlandse waarden af van de standaardwaarden.

Over schapen hebben we minder informatie gevonden dan over koeien. Daarom gebruiken we voornamelijk de standaardwaarden uit FARMLAND. Alleen de dichtheid van de begrazing is aangepast naar een Nederlandse waarde [209]. De standaardwaarde uit FARMLAND voor de consumptie van gras [210] lijkt goed overeen te komen met de Nederlandse waarde.

Elementspecifieke invoerparameters

De elementspecifieke invoerparameters zijn nodig om de activiteitsconcentratie in één compartiment te berekenen uitgaande van de activiteitsconcentratie in een ander compartiment. Er zijn elementspecifieke parameters voor de plantmodellen (Tabel C.5) en voor de diermodellen (Tabel C.6 en Tabel C.7).

In FARMLAND zijn niet voor alle elementen standaardwaarden beschikbaar voor deze invoerparameters. Ook kan het zijn dat er betere (recentere) waarden beschikbaar zijn sinds de publicatie van PC-CREAM 08. Wij hebben daarom voor alle parameters gezocht naar geschikte invoerwaarden. Hierbij ging onze voorkeur uit naar waarden uit IAEA TRS-472 [187], eventueel voor elementen met vergelijkbare chemische eigenschappen (zoals beschreven in Bijlage B.4). Wanneer in IAEA TRS-472 geen waarde beschikbaar was, hebben we de standaardwaarden van PC-CREAM 08 gebruikt.

Tabel C.5 Gebruikte elementspecifieke invoerparameters voor planten.

Nuclide	Concentration ratio [Bq/kg versgewicht plant per Bq/kg drooggewicht grond]					Mobility
	Green	Grain	Pasture	Root	Fruit	
Pb-210	$6,4 \times 10^{-3}$	$9,7 \times 10^{-3}$	$2,2 \times 10^{-2}$	$2,9 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-2}$	Immobile
Po-210	$5,9 \times 10^{-4}$	$2,1 \times 10^{-4}$	$2,9 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-2}$	Immobile
Ra-226	$7,3 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$7,0 \times 10^{-3}$	Semi-mobile
Ra-228	$7,3 \times 10^{-3}$	$1,5 \times 10^{-2}$	$1,7 \times 10^{-2}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$7,0 \times 10^{-3}$	Semi-mobile
Th-228	$9,6 \times 10^{-5}$	$1,9 \times 10^{-3}$	$2,4 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-4}$	Immobile
Th-232	$9,6 \times 10^{-5}$	$1,9 \times 10^{-3}$	$2,4 \times 10^{-2}$	$1,5 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-4}$	Immobile

Tabel C.6 Gebruikte elementafhankelijke parameters voor dieren (transferfactoren, in Bq/kg dierlijk product per Bq/d inname).

Nuclide	Cow			Sheep	
	Milk	Meat	Liver	Meat	Liver
Pb-210	$1,9 \times 10^{-4}$	$7,0 \times 10^{-4}$	$2,0 \times 10^{-3}$	$7,1 \times 10^{-3}$	$9,0 \times 10^{-2}$
Po-210	$2,1 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-3}$	$8,0 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-2}$	$6,0 \times 10^{-1}$
Ra-226	$3,8 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-3}$
Ra-228	$3,8 \times 10^{-4}$	$1,7 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-4}$	$5,0 \times 10^{-3}$	$5,0 \times 10^{-3}$
Th-228	$5,0 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-2}$
Th-232	$5,0 \times 10^{-6}$	$2,3 \times 10^{-4}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-3}$	$1,0 \times 10^{-2}$

Tabel C.7 Gebruikte elementafhankelijke parameters voor dieren (overige parameters).

Nuclide	Biological half-life [jaar]		Fraction inhaled/ingested
	Meat	Liver	
Pb-210	0,7	0,7	$7,0 \times 10^{-1}$
Po-210	0,1	0,1	$4,4 \times 10^{-1}$
Ra-226	0,07	0,07	$7,0 \times 10^{-1}$
Ra-228	0,07	0,07	$7,0 \times 10^{-1}$
Th-228	2	2	$2,4 \times 10^1$
Th-232	2	2	$2,4 \times 10^1$

Planten

Voor planten zijn er twee soorten elementspecifieke parameters: de *concentration ratio* geeft de verhouding tussen de activiteitsconcentratie in het eetbare gedeelte van de gewassen en de bodem, en de *mobility* beschrijft in hoeverre translocatie plaatsvindt.

Voor *green vegetables*, *grain*, *pasture* en *root vegetables* hebben we met name waarden gebruikt uit IAEA TRS-472. IAEA TRS-472 geeft waarden voor verschillende delen van een groot aantal gewassen, voor verschillende grondsoorten. Wij zijn uitgegaan van de gemiddelde waarden voor alle categorieën grond, voor het gewasdeel dat het beste aansluit bij de voedselcategorie: leafy vegetables – leaves (voor *green vegetables*), cereals – grain (voor *grain*), pasture – stems and shoots (voor *pasture*) en root crops – roots (voor *root vegetables*). De waarden uit IAEA TRS-472 zijn gegeven voor drooggewicht plant, dit is omgerekend naar een waarde voor versgewicht met behulp van de drooggewichten gegeven in Tabel C.3.

Voor de categorie *fruit* hebben we geen informatie gevonden in IAEA TRS-472 voor onze geselecteerde nucliden. We zijn daarom uitgegaan van de standaardwaarden uit PC-CREAM 08.

In IAEA SRS-19 worden minimumwaarden gehanteerd voor de *concentration ratio*. Bij het afleiden van deze minimumwaarden is aangenomen dat 0,1% van het versgewicht van groente bestaat uit grond. Wij hebben deze minimumwaarden niet overgenomen. De consumptie van grond wordt namelijk apart verdisconteerd in FARMLAND (zie Tabel C.3).

Voor de *mobility* zijn in FARMLAND drie opties beschikbaar: *mobile*, *semi-mobile* en *immobile*. Deze drie modelopties zijn gebaseerd op experimenten met respectievelijk cesium, strontium en plutonium. Voor alle beschouwde nucliden hebben we de in FARMLAND beschikbare standaardwaarden gebruikt.

Dieren

Voor dieren zijn drie soorten elementspecifieke parameters: de *transfer factor* geeft de verhouding tussen de activiteitsconcentratie in vlees/melk/lever en de dagelijkse inname door ingestie, de *fraction inhaled/ingested* wordt gebruikt om te berekenen hoeveel activiteit dieren opnemen door inhalatie, en de *biological half-life* wordt apart opgegeven voor *meat* en *liver*.

Voor de *transfer factor* naar *cow - meat* nemen wij voor alle beschouwde nucliden behalve Po-210 de waarden uit IAEA TRS-472. Voor Po-210 gebruiken we de standaardwaarde van FARMLAND.

Voor de *transfer factor* naar *cow - milk* nemen wij voor alle beschouwde nucliden behalve de thoriumnucliden de waarden uit IAEA TRS-472. Voor thorium gebruiken we de standaardwaarden van FARMLAND.

Voor de *transfer factor* naar *sheep - meat* nemen wij voor Pb-210 de waarde uit IAEA TRS-472. Voor alle andere beschouwde nucliden nemen we de standaardwaarden uit FARMLAND.

We hebben weinig informatie gevonden over de opname van radionucliden door de lever bij koeien en schapen. Voor alle beschouwde nucliden gebruiken we de standaardwaarden uit FARMLAND.

De gebruikte waarden voor *fraction inhaled/ingested* zijn de standaardwaarden uit FARMLAND. Deze zijn afgeleid uit metabolische modellen voor mensen, zie de documentatie van PC-CREAM 08 voor meer informatie [169].

Voor alle beschouwde nucliden zijn in FARMLAND standaardwaarden voor de *biological half-life* gegeven. Deze hebben we overgenomen. Verschillende bronnen rapporteren waarden voor biologische halveringstijden [211] [34]. De biologische halveringstijd lijkt sterk afhankelijk van het dier, het beschouwde orgaan en de opzet van het experiment (wijze en duur van toediening van het radionuclide). Gezien de grote verscheidenheid aan beschikbare data, en de soms lastige interpretatie hiervan, hebben we gekozen om aan te sluiten bij de standaardwaarden uit FARMLAND.

C.2 Blootstellingsscenario's

De blootstellingsscenario's voor lozingen naar lucht zijn samengevat in Tabel A.1. De gebruikte parameters worden hieronder uitgewerkt.

C.2.1 Blootstellingstijd

De blootstellingstijd is de tijd waarin een persoon op de gedefinieerde locatie is. De conservatieve aanpak is om aan te nemen dat de blootgestelde persoon altijd aanwezig is (8760 h/jaar). De meer realistische aanpak is om aan te nemen dat de blootgestelde persoon 6760 h/jaar aanwezig is, omdat hij/zij 2000 h/jaar afwezig is voor werk, school of opvang. Die externe locatie is op een wat grotere afstand, waardoor de persoon veel minder blootgesteld is.

C.2.2 Fractie buiten

Voor hoeveel tijd de Nederlandse bevolking binnen of buiten doorbrengt, hebben we geen sterk onderbouwde waarden kunnen vinden. We hebben op basis van verschillende bronnen een schatting gemaakt (Tabel C.8).

Tabel C.8 Fractie buiten/totaal. Voor de drie leeftijden is een schatting gemaakt hoeveel personen gemiddeld buiten komen, en wat deze fractie is voor mensen die extra vaak buiten komen (95ste percentiel).

	Gemiddeld	P95
Volwassene	20%	30%

De gemiddelde fracties buiten zijn afkomstig uit het Amerikaanse Exposure Factors Handbook [185].

Op basis van een Duits onderzoek [212] nemen we aan dat het verschil tussen gemiddeld en extra veel buiten zijn ongeveer tien procentpunt bedraagt. Een vergelijkbare schatting maakten we ook op basis van het Tijdsbestedingsonderzoek 2016. Dit geeft, van Nederlanders van 10 jaar en ouder, een overzicht van hun activiteiten [213]. Door van alle activiteiten te schatten of het een binnen- of buitenactiviteit is, hebben we een ruwe schatting gemaakt van de fractie buiten. Hieruit volgde dezelfde tien procentpunt. Daarom passen we een verschil van tien procentpunt toe tussen gemiddelde en verhoogde fractie buiten.

Binnenshuis zijn mensen gedeeltelijk afgeschermd van externe straling vanuit de pluim en gedeponeerde activiteit. Ze lopen daarom een lagere dosis op dan personen buitenshuis. We hebben voor deze dosisverlaging de standaardwaarden uit PC-CREAM 08 overgenomen:

- Gammastraling (pluim): dosis binnenshuis is 20% van de dosis buitenshuis.
- Gammastraling (depositie): dosis binnenshuis is 10% van de dosis buitenshuis.
- Bètastraling (pluim en depositie): dosis binnenshuis is gelijk aan de dosis buitenshuis.

De aanname is dat de activiteitsconcentratie binnen gelijk is aan buiten. Gezien de korte dracht van bètastraling wordt daarom geen effect van afscherming meegenomen.

C.2.3 Ademvolumetempo

Voor het gemiddelde en verhoogde ademvolumetempo verwijzen we naar Tabel B.3. Het verhoogde ademvolumetempo is langdurig verhoogd.

C.2.4 Fractie lokaal voedsel

We beschouwen tien voedselcategorieën: *cow - liver, cow - meat, cow - milk, cow - milk products, fruit, grain, green vegetables, root vegetables, sheep - liver, sheep - meat*.

We nemen aan dat de kandidaten over het algemeen voedsel eten dat voor 0,5% afkomstig is uit de lokale omgeving. Dit is bepaald door de verhouding te bepalen tussen de omzet van streekwinkels en de totale omzet van voedsel in Nederland [214]. Het overige voedsel komt van elders en is niet besmet door de beschouwde lozing.

In de blootstellingsscenario's eten sommige kandidaten extra vaak voedsel dat uit de directe omgeving komt. Ze verbouwen bijvoorbeeld zelf groente of kopen vlees van een naburige boerderijwinkel. We nemen bij deze personen aan dat de oorsprong van twee voedselcategorieën 100% is en dat de lokale fractie van de andere

categorieën laag is (0,5%). We evalueren per lozingsscenario en per kandidaat alle mogelijke combinaties¹ en kiezen de combinatie die tot de hoogste ingestiedosis leidt.

Deze aanpak wijkt enigszins af van de voorschriften uit DOVIS-A. Daarin wordt het voedselgebied gedefinieerd als een cirkel met een straal van 25 km [94], terwijl voedselproductie in dit onderzoek geëvalueerd wordt tot 10 km. Verder schrijft DOVIS-A voor dat bladgroente voor 50% afkomstig is uit de eigen moestuin [94], maar is die fractie in dit onderzoek ofwel 100% (als het een belangrijke blootstellingsroute blijkt te zijn) ofwel 0,5%.

C.2.5 *Consumptie*

De gemiddelde en verhoogde consumptie van iedere voedselcategorie is gegeven in Tabel B.2. In de meeste blootstellingsscenario's eten de kandidaten gemiddelde hoeveelheden voedsel.

Voor het blootstellingsscenario waarin kandidaten extra veel consumeren, nemen we aan dat zij dat bij twee voedselcategorieën doen. Van alle andere categorieën consumeren zij gemiddelde hoeveelheden. Een persoon eet bijvoorbeeld niet alleen veel rundvlees, maar drinkt ook veel koemelk. Het idee hierachter is dat een hogere consumptie van de ene categorie correleert met die van een andere categorie. Omdat van tevoren niet bekend is welke combinatie tot een hogere blootstelling leidt, evalueren we per lozingsscenario en per kandidaat alle mogelijke combinaties². Hieruit wordt de combinatie gekozen die tot de hoogste ingestiedosis leidt.

In PC-CREAM 08 bestaat de optie om voor iedere voedselcategorie een *delay time* op te geven. Dit is de tijd tussen oogst en consumptie. We nemen hiervoor de standaardwaarden die PC-CREAM 08 geeft voor de *delay time* over.

C.2.6 *Locatie*

In de berekeningen kunnen kandidaten rondom het lozingspunt geplaatst worden aan de hand van een afstand en een hoek (ten opzichte van het noorden). De locatie van een kandidaat bepaalt niet alleen de directe blootstelling aan straling (bijvoorbeeld inhalatie van de pluim), maar is ook de locatie waar (een deel van) het voedsel wordt verbouwd.

In overeenstemming met de situatie van omwonenden ter plaatse, plaatsen we twee reeksen van kandidaten voor de referentiepersoon. De eerste reeks kandidaten bevindt zich telkens ten noordoosten van het lozingspunt. In deze windrichting is de kleinste afstand tot bewoning geschat op 2.000 meter, met extra kandidaten voor de referentiepersoon op de afstanden 2.500, 3.000, 4.000 en 5.000 meter. De tweede reeks kandidaten bevindt zich telkens ten zuiden van het lozingspunt. In deze windrichting is de kleinste afstand tot bewoning geschat op 1.000 meter, met extra kandidaten voor de referentiepersoon op 1.500 en 2.000 meter.

¹ Twee voedselcategorieën kiezen uit tien opties betekent $(10 \times 10 - 10) / 2 = 45$ unieke combinaties.

² Twee voedselcategorieën kiezen uit tien opties betekent $(10 \times 10 - 10) / 2 = 45$ unieke combinaties.

C.3 Vergelijking PLUME en OPS

Zie [11].

C.4 Vergelijking PLUME en NNM

Zie [11].

D Bijlage modellering van lozingen naar estuaria en zee

De bijlagen A-D bij dit rapport zijn bewerkte (en deels letterlijke) kopieën van inhoud van het RIVM-rapport 2023-0361 "Criteria voor lozingen van natuurlijke radioactiviteit in water en lucht" door M. van der Linden en D. Siegersma, 2023 [11]. De relevante delen van de modelbeschrijving en tabellen met benodigde parameterwaarden (wanneer nodig aangepast naar parameterwaarden die specifiek zijn voor de in het voorliggende rapport behandelde nucliden) zijn hier geplaatst om eventuele reproductie van de modelresultaten gegeven in het voorliggende rapport te faciliteren.

Voor lozingen op zee door offshore olie-en-gasplatforms hebben we gekozen voor een lozingscompartiment (North Sea S.E.) dat representatief is voor een groter, open compartiment (een deel van de Noordzee, [11]) en de meeste olie- en gasplatforms in de Nederlandse territoriale wateren omvat.

Tabel D.1 Parameters die de omvang beschrijven van de compartimenten waar naar geloosd wordt.

Scenario	Volume [m ³]	Depth [m]	Coastline length [m]	Volumetric exchange rate [m ³ /jaar]
W5	2×10^8	10	1×10^4	$4,0 \times 10^9$
W6	1×10^9	10	1×10^4	$1,6 \times 10^{12}$

Lozingsscenario W6 vertegenwoordigt lozingen naar de kust van de Noordzee. De parameters uit W5 zijn aangepast om een groter, meer open compartiment te modelleren. Zo is het volume van W6 een factor 5 hoger dan dat van W5. De lengte van de kustlijn (*coastline length*) is niet aangepast. De diepte is niet aangepast, en komt overeen met de diepte tot enkele kilometers van de Nederlandse kust [215].

De *volumetric exchange rate* beschrijft de uitwisseling met de omliggende zee. Voor het bepalen van deze waarde voor W6 nemen we aan dat het lozingscompartiment vierkant is met een verticale doorsnede van $10 \text{ km} \times 10 \text{ m}$. De stroomsnelheid van het water door dit vlak is $0,5 \text{ m/s}$ [215], waarmee het debiet uitkomt op $10 \text{ km} \times 10 \text{ m} \times 0,5 \text{ m/s} = 5 \times 10^4 \text{ m}^3/\text{s} = 1,6 \times 10^{12} \text{ m}^3/\text{jaar}$.

D.1 Verspreidingsmodellering

Lozingen naar de zee worden gemodelleerd met het deelmodel DORIS van PC-CREAM 08. Het model bevat compartimenten op verschillende 'niveaus':

- Het *lokale compartiment* is het compartiment waar naar geloosd wordt.
- Het *regionale compartiment* is een groter stuk zee waarmee het lokale compartiment in verbinding staat.
- De *wereldzeeën* zijn de verzameling van alle overige regionale compartimenten die gedefinieerd zijn in het model. Deze compartimenten staan met elkaar in verbinding.

De activiteitsconcentraties in zeewater, sediment en voedselproducten (zeedieren en -planten) worden berekend voor zowel het lokale als het regionale compartiment. De elementspecifieke parameters die voor deze berekeningen worden gebruikt, zijn gegeven in Bijlage D.1.2.

D.1.1 Karakteristieken van de modelcompartimenten

De beschrijving van sediment in het lokale compartiment is gegeven in Tabel D.2. Van de sedimentparameters passen we voor W6 alleen de concentratie zwevend stof aan (*suspended sediment load*). Uit de Noordzee-atlas blijkt deze concentratie in open kustgebieden en op grote afstand van de kust lager te zijn dan in estuaria als de Westerschelde [215]. We nemen daarom voor W6 een waarde die een factor 10 lager ligt dan de standaardwaarde die is gebruikt voor W5.

Tabel D.2 Parameters die het sediment beschrijven van de compartimenten waar naar geloosd wordt (lokale compartiment).

Scenario	Suspended load [t/m ³]	Rate [ton m ⁻² jaar ⁻¹]	Density [ton/m ³]	Diffusion rate [m ² /jaar]
W5	$2,00 \times 10^{-4}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,60 \times 10^0$	$3,15 \times 10^{-2}$
W6	$2,00 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-4}$	$2,60 \times 10^0$	$3,15 \times 10^{-2}$

Beide lokale compartimenten worden geplaatst in het regionale compartiment *North Sea S.E.* (nummer 39), wat ongeveer overeenkomt met het Nederlandse Noordzeegebied. De parameters van de regionale compartimenten (omvang, onderlinge debieten, sediment) zijn niet aangepast.

D.1.2 Elementspecifieke parameters

Er zijn elementspecifieke parameters die beschrijven hoe het nuclide wordt opgenomen door sediment en parameters die beschrijven hoe het nuclide wordt opgenomen in verschillende voedselproducten (Tabel D.3).

Tabel D.3 Elementspecifieke parameters gebruikt in het DORIS-model.

Nuclide	K_d [Bq/ton sediment per Bq/m ³ water]	k' [m ⁻¹]	Concentration ratio [Bq/ton vis per Bq/m ³ water]
Pb-210	$1,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^{-6}$	$2,5 \times 10^1$
Po-210	$4,0 \times 10^4$	$1,0 \times 10^{-5}$	$3,6 \times 10^1$
Ra-226	$5,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^{-6}$	$4,0 \times 10^0$
Ra-228	$5,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^{-6}$	$4,0 \times 10^0$
Th-228	$5,0 \times 10^6$	$1,0 \times 10^{-5}$	$6,0 \times 10^0$
Th-232	$5,0 \times 10^6$	$1,0 \times 10^{-5}$	$6,0 \times 10^0$

Twee parameters beschrijven hoe het nuclide wordt opgenomen door sediment. De eerste is de distributiecoëfficiënt voor sediment K_d , die de verhouding geeft tussen de activiteitsconcentratie in sediment en in water. De tweede parameter is de zogenaamde Schaeffer-parameter k' . Deze beschrijft de verwijdering van radionucliden naar dieper gelegen lagen sediment.

Voor beide parameters zijn geen recente waarden gevonden in IAEA-publicaties. Wij hebben daarom de standaardwaarden uit PC-CREAM 08 gebruikt voor K_d en k' .

De derde parameter (de *concentration ratio*) geeft de verhouding tussen de activiteitsconcentratie in water en in vis. In IAEA TRS-472 [187] zijn waarden beschikbaar (voor *fish – muscle*) voor alle beschouwde nucliden. Deze nemen wij over.

Voor sommige nucliden zijn in PC-CREAM 08 standaardwaarden opgenomen voor deze parameters. Wel kan het zijn dat er betere (recentere) waarden beschikbaar zijn sinds de publicatie van PC-CREAM 08. Wij hebben daarom voor alle parameters gezocht naar geschikte invoerwaarden. Hierbij ging onze voorkeur uit naar waarden uit IAEA TRS-422 [186]. Wanneer in IAEA TRS-422 geen waarde beschikbaar was, hebben we gekeken naar de waarden in PC-CREAM 08.

D.1.3 Sediment

De parameter *sediment distribution factor* geeft de verhouding tussen de activiteitsconcentratie in zeewater (als gevolg van de lozing) en sediment. Er kunnen aparte waarden worden ingevoerd voor kuststreken en diepere zeeën. Zie Tabel D.4 voor de door ons gebruikte waarden.

Tabel D.4 Gebruikte waarden voor de sediment distribution factor K_d (Bq/ton sediment per Bq/m³ water).

Nuclide	K_d deep	K_d coastal
Pb-210	1×10^7	1×10^5
Po-210	2×10^7	2×10^7
Ra-226	4×10^3	2×10^3
Ra-228	4×10^3	2×10^3
Th-228	5×10^6	3×10^6
Th-232	5×10^6	3×10^6

De waarden voor alle beschouwde nucliden zijn afkomstig uit IAEA TRS-422. In DOVIS-A wordt geen onderscheid gemaakt tussen *coastal* en *deep*.

D.1.4 Voedselproducten

De activiteitsconcentratie in voedselproducten uit de zee (zoals vis) wordt in DORIS berekend aan de hand van de activiteitsconcentratie in water en de *concentration factor* voor het voedselproduct in kwestie. De gebruikte waarden hiervoor zijn gegeven in Tabel D.5.

Er zijn vier voedselproducten gedefinieerd in DORIS: *fish*, *crustaceans*, *molluscs* en *seaweed*. Wij hebben deze standaardcategorieën overgenomen zodat ze overeenkomen met respectievelijk vis, kreeftachtigen, zeeweekdieren en zeewier (zie Bijlage B.2).

Tabel D.5 Gebruikte waarden voor de concentration factor (Bq/ton dierlijk of plantaardig product per Bq/m³ water)

Nuclide	Fish	Crustaceans	Molluscs	Seaweed
Pb-210	2×10^2	9×10^4	5×10^4	1×10^3
Po-210	2×10^3	2×10^4	2×10^4	1×10^3
Ra-226	1×10^2	1×10^2	1×10^2	1×10^2
Ra-228	1×10^2	1×10^2	1×10^2	1×10^2
Th-228	6×10^2	1×10^3	1×10^3	2×10^2
Th-232	6×10^2	1×10^3	1×10^3	2×10^2

IAEA TRS-422 geeft waarden voor alle beschouwde nucliden, deze zijn door ons overgenomen.

D.2 Blootstellingsscenario's

De blootstellingsscenario's voor lozingen naar zee zijn samengevat in Tabel A.2. De gebruikte parameters worden hieronder uitgewerkt.

D.2.1 Ademvolumetempo

Voor het ademvolumetempo verwijzen we naar Tabel B.3. Het verhoogde ademvolumetempo is langdurig verhoogd.

D.2.2 Fractie lokaal voedsel

In PC-CREAM 08 wordt de activiteitsconcentratie in voedselproducten berekend voor zowel het lokale als het regionale compartiment. Voor het berekenen van de dosis moet daarom de vangstlocatie van ieder voedselproduct worden gespecificeerd. De dosis die een persoon ontvangt door consumptie van voedselproducten uit de overige regionale compartimenten (de wereldzeeën) wordt in PC-CREAM 08 niet berekend.

Wij nemen aan dat de kandidaten voor de representatieve persoon over het algemeen voedsel eten met herkomst zoals gegeven in Tabel D.6. In de blootstellingsscenario's eten sommige kandidaten extra vaak voedsel dat uit de directe omgeving komt, bijvoorbeeld omdat ze zelf vis vangen. Wij nemen aan dat 50% van de voedselproducten van deze kandidaten uit het lokale compartiment afkomstig is¹. De rest is afkomstig uit het lokale compartiment, het regionale compartiment en de wereldzeeën, volgens de 'gemiddelde' verhouding. Deze kandidaten eten daarmee voedsel met herkomst zoals gegeven in Tabel D.7.

Tabel D.6 Fractie van de geconsumeerde voedselproducten gevangen in elk compartiment voor de kandidaten die gemiddeld eten. De rest van het voedsel wordt gevangen in de wereldzeeën (alle overige regionale compartimenten gedefinieerd in PC-CREAM 08).

Compartiment	Fish	Crustaceans	Molluscs	Seaweed
Lokaal	$3,5 \times 10^{-4}$	$1,1 \times 10^{-1}$	$1,1 \times 10^{-1}$	$1,3 \times 10^{-5}$
Regionaal	$2,7 \times 10^{-1}$	$4,4 \times 10^{-1}$	$4,4 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-2}$

¹ Deze kandidaten eten dus voor alle vier de voedselcategorieën 50% lokaal, en niet voor één of twee categorieën zoals is gedaan voor de lucht- en rivierlozingen. We hebben voor deze aanpak gekozen omdat we verwachten dat er een correlatie is tussen het eten van lokale voedselproducten uit deze vier categorieën.

Tabel D.7 Fractie van de geconsumeerde voedselproducten gevangen in elk compartiment voor de kandidaten die extra vaak lokaal voedsel eten. De rest van het voedsel wordt gevangen in de wereldzeeën (alle overige regionale compartimenten gedefinieerd in PC-CREAM 08).

Compartiment	Fish	Crustaceans	Molluscs	Seaweed
Lokaal	$5,0 \times 10^{-1}$	$5,6 \times 10^{-1}$	$5,6 \times 10^{-1}$	$5,0 \times 10^{-1}$
Regionaal	$1,3 \times 10^{-1}$	$2,2 \times 10^{-1}$	$2,2 \times 10^{-1}$	$5,0 \times 10^{-3}$

De fractie *fish* (vis) die gevangen wordt in het regionale compartiment is geschat uit cijfers over de binnenlandse productie, import, export en consumptie van vis [216]. We nemen aan dat de binnenlandse productie van vis volledig plaatsvindt in het regionale compartiment *North Sea S.E.* De fractie vis uit het lokale compartiment is gelijk aan de verhouding tussen de opbrengst van de kleinschalige Nederlandse kustvisserij [217] en de totale Nederlandse productie [216], waarbij we aannemen dat 20% van de kleinschalige kustvisserij plaatsvindt in het lozingscompartiment.

De cijfers voor *molluscs* (zeeweekdieren) hebben we geschat uit cijfers over de Nederlandse productie en verwerking van mosselen [218]: in totaal is circa 56% van de mosselen die in Nederland wordt verwerkt afkomstig uit Nederlandse wateren. Wij nemen aan dat dit 20/80 is verdeeld over het lokale en regionale compartiment. We hebben geen informatie kunnen vinden over *crustaceans* (kreeftachtigen). Hiervoor nemen we daarom de getallen van *molluscs* over.

In Nederland wordt weinig zeewier geproduceerd. Wij schatten de fractie *seaweed* uit het regionale compartiment (conservatief) op 1% van de totale consumptie. Dit is gebaseerd op Europese cijfers over zeewierproductie (0,8% van de wereldproductie) [219] en cijfers over de Nederlandse zeekraalproductie (bijna 5% van de zeekraal in Nederlandse schappen is afkomstig uit Nederlandse wateren [220]). Om de fractie uit het lokale compartiment te bepalen maken we gebruik van de verhouding lokaal/regionaal voor *fish*.

D.2.3 *Blootstellingstijd*

De blootstelling aan externe straling van sediment en door inhalatie van opwaaiend zeewater (*sea spray*) wordt mede bepaald door de tijd waarin iemand zich op het strand bevindt. We nemen aan dat de kandidaten voor de representatieve persoon over het algemeen 36,5 h/jaar op het strand zijn, en dat de verhoogde blootstellingstijd 365 h/jaar is. Alle kandidaten bevinden zich in het lokale compartiment (het lozingscompartiment).

D.2.4 *Handling*

Personen kunnen enige tijd besmette voorwerpen in hun handen vasthouden (*handling*), zoals visgerei of speelgoed. We drukken het uit als een fractie ten opzichte van de blootstellingstijd. Over het algemeen is de *handling* van kandidaten 10%. De verhoogde waarde is 100%.

D.2.5 *Consumptietempo*

Hoeveel voedsel men eet, is uitgewerkt in Tabel B.2. Voor lozingen naar zee zijn vier voedselcategorieën relevant: zeevis, zeewier,

kreeftachtigen en zeeweekdieren. We nemen hier aan dat alle gegeten vis zeevis is.

In de meeste blootstellingsscenario's eten de kandidaten gemiddelde hoeveelheden voedsel. Voor het blootstellingsscenario waarin kandidaten extra veel consumeren, nemen we aan dat zij dat bij alle vier categorieën zeevoedsel doen. De onderliggende aanname is dat mensen die veel van de ene categorie zeevoedsel eten, dat ook van de andere categorieën doen (correlatie).

D.2.6 Afstand tot zee

De afstand tot zee bepaalt de dosis ten gevolge van inhalatie van opwaaiend zeewater. We nemen aan dat de kandidaten voor de representatieve persoon zich over het algemeen op 10 meter afstand van de zee bevinden. Kandidaten die extra dichtbij staan, bevinden zich op 1 meter afstand.

E Bijlage Blootstelling aan ioniserende straling door overige reguleerbare bronnen

E.1 Inleiding

Naast de blootstelling aan straling door reguleerbare stralingsbronnen die in hoofdstukken 3 tot en met 6 zijn besproken, zijn er nog overige stralingsbronnen, die een dosis kunnen geven aan leden van de bevolking. Relevante overige bronnen die het RIVM in eerdere inventarisaties heeft bekeken, zijn Niet-Destructief Onderzoek (NDO) [4, 5] en transport van radioactieve stoffen [1]. De blootstelling aan straling van deze bronnen is niet geïnterpreteerd en geactualiseerd in de voorliggende studie. Deze bijlage geeft kort aan om wat voor stralingsbronnen het gaat en wat voor doses voor leden van de bevolking er in eerdere studies zijn bepaald.

E.2 Niet-Destructief Onderzoek

Niet-Destructief Onderzoek (NDO) is een verzamelnaam voor technieken waarbij materiaalonderzoek plaatsvindt zonder dat het te onderzoeken product wordt beschadigd. Eén van de NDO-technieken maakt gebruik van ioniserende straling. Voorbeelden van objecten die onderzocht worden zijn lasnaden van pijpleidingen, machineonderdelen en drukvaten voor vloeistoffen en gassen. De ioniserende straling komt van röntgentoestellen of ingekapselde radioactieve bronnen. Het onderzoek kan plaatsvinden in een speciaal daarvoor ingerichte ruimte, maar ook - bijvoorbeeld als de afmetingen van het object groot zijn, of als het object niet verplaatst kan worden - buiten de speciaal daarvoor ingerichte ruimte, in het vrije veld. Dat kan plaatsvinden binnen de terreingrens van een bedrijf, maar ook op wisselende locaties buiten de terreingrens, over heel Nederland verspreid.

De tijdsperiode waarin er op een locatie emissie van ioniserende straling naar de omgeving door NDO-handelingen plaatsvindt, varieert per locatie. De duur van een bestraling van een object duurt doorgaans niet erg lang (in de orde van minuten). Maar wanneer er op dezelfde locaties veel bestralingen achter elkaar worden uitgevoerd, kan een lid van de bevolking gedurende langere tijd aan straling worden blootgesteld en kan de ontvangen dosis hoger uitvallen.

In het geval dat NDO op wisselende plaatsen over heel Nederland wordt verricht, geldt het voorschrift om het gebied van het onderzoek in te richten als gecontroleerde zone, met als doel dat leden van de bevolking de gecontroleerde zone niet kunnen betreden (zie [221, 222]). Op die manier wordt blootstelling aan externe straling voor leden van de bevolking beperkt.

Het grootste aandeel van de NDO-opnamen wordt door vier grote bedrijven in Nederland uitgevoerd [223, 224]. In 2004 zijn de individuele doses door NDO-werkzaamheden voor het laatst door RIVM in kaart gebracht en gerapporteerd [4]. Rond die tijd werden er jaarlijks bijna 1 miljoen NDO-opnamen per jaar gemaakt.

In het RIVM-rapport uit 2004, is een individuele dosis aan de terreingrens geschat voor verschillende NDO-toepassingen en blootstellingsscenario's. Daarbij is onderscheid gemaakt tussen doses door opname met röntgentoestellen en doses door opnamen met een ingekapselde bron. Uit dit onderzoek kwam naar voren dat de actuele individuele dosis (AID) aan de terreingrens bij verschillende NDO-locaties tussen 40 en 100 microSv per jaar kan zijn (in de huidige regelgeving is de locatielimiet 100 microSv per jaar (Bijlage 10.1.1, Vbs)).

E.3 Transport van radioactieve stoffen

Verschiedende toepassingen van radioactiviteit leiden tot transport van radioactieve stoffen over de openbare wegen. In 1992 heeft RIVM de doses door dit transport voor het laatst geïnventariseerd [1]. Deze doses werden destijds grotendeels bepaald door het transport van bestraalde brandstofstaven, uraniumhexafluoride en technetium-generatoren. De collectieve dosis die door passanten werd ontvangen, was toen $1,5 \times 10^{-3}$ mensSv per jaar. Dat kwam (met toen 15 miljoen bevolkingsleden) overeen met een gemiddelde dosis per lid van de bevolking van 1×10^{-4} microSv per jaar.

In datzelfde RIVM-rapport werden daarnaast ook voor verschillende blootstellingsscenario's maximale individuele dosiswaarden bepaald. Bij het inhalen van transport met brandstofstaven was deze maximale individuele dosis 0,025 microSv per blootstelling. In de file staan achter brandstofstaventransport kan een dosis van 3 microSv per uur geven. Wanneer een dergelijk transport op 10 m afstand een woonhuis passeert, zou de bewoner een dosis van 0,080 microSv kunnen ontvangen. Wanneer iemand naast een afleverpunt van technetium-generatoren woont, zou dat een maximale individuele dosis van 15 microSv per jaar kunnen geven.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

mei 2025

De zorg voor morgen
begint vandaag