



Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu

Ministerie van Volksgezondheid,
Welzijn en Sport

Criteria voor **lozingen** van natuurlijke radioactiviteit in water en lucht

RIVM-rapport 2023-0361

M. van der Linden | D. Siegersma



Criteria voor lozingen van natuurlijke radioactiviteit in water en lucht

RIVM-rapport 2023-0361

Colofon

© RIVM 2023

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.

Het RIVM hecht veel waarde aan toegankelijkheid van zijn producten. Op dit moment is het echter nog niet mogelijk om dit document volledig toegankelijk aan te bieden. Als een onderdeel niet toegankelijk is, wordt dit vermeld. Zie ook www.rivm.nl/toegankelijkheid.

DOI 10.21945/RIVM-2023-0361

M. van der Linden (auteur), RIVM
D. Siegersma (auteur), RIVM

Contact:
Douwe Siegersma
Stralingsonderzoek, Kennis en Beleid
douwe.siegersma@rivm.nl

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

Dit is een uitgave van:
**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**
Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven
Nederland
www.rivm.nl

Publiekssamenvatting

Criteria voor lozingen van natuurlijke radioactiviteit in water en lucht

Sommige materialen, zoals steenkool en bepaalde ertsen, zijn van nature licht radioactief. Bij bepaalde processen, waarbij ze bijvoorbeeld verbranden of opstuiven, kunnen de radioactieve stoffen vrijkomen in het milieu. Dat noemen we 'lozen'. Bedrijven hebben een vergunning nodig om radioactieve stoffen te mogen lozen, tenzij het gaat om kleine hoeveelheden. Voor een aantal radionucliden, zoals uranium-238 en polonium-210, is in regelgeving bepaald welke geloosde hoeveelheden zonder vergunning in lucht en water zijn toegestaan.

Het RIVM doet een voorstel voor grenswaarden voor lozingen van radionucliden die van nature voorkomen. Het gaat alleen om radionucliden waarvoor nog geen waarden waren bepaald en die dus nog niet in de regelgeving zijn opgenomen (C-14, K-40, Rb-87, La-138, Sm-147, Gd-152, Lu-176). De voorgestelde grenswaarden voor lozingen van nucliden in water en lucht zijn zo gekozen dat mensen maar aan een heel lage, veilige dosis blootstaan.

Radionucliden kunnen op verschillende manieren worden geloosd. Hierdoor verspreiden ze zich ook op verschillende manieren in het milieu. Het RIVM heeft de grenswaarden voor verschillende scenario's in Nederland bepaald. Dit onderzoek is in opdracht van de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS) gedaan. Het ministerie van Infrastructuur en Waterstaat bepaalt uiteindelijk de waarde die in de regelgeving gaat gelden.

De gebruikte methode om de grenswaarden te bepalen is een update van de methode waarmee dat twintig jaar geleden voor de bestaande waarden is gedaan. In een vervolgonderzoek kunnen de bestaande grenswaarden met de nieuwe werkwijze worden geactualiseerd. Hierin zijn de nieuwste inzichten verwerkt over de manier van lozen, hoe nucliden zich in het milieu verspreiden en de mate waarin mensen eraan blootstaan.

Kernwoorden: ANVS, radionucliden, natuurlijke radioactiviteit, radioactiviteit van natuurlijke oorsprong, natuurlijke bron van radioactiviteit, industrie, lozing, lozingscriteria, grenswaarden

Synopsis

Criteria for discharges of natural radioactivity into water and air

Some materials, such as coal and certain ores, are slightly radioactive by nature. Certain processes, such as burning or dust dispersion, can release radioactive substances into the environment. We call this 'discharging'. Companies need a licence to discharge radioactive substances, unless the quantities involved are small. For a number of radionuclides, such as uranium-238 and polonium-210, regulations specify the quantities that can be discharged into air and water without a licence.

RIVM has proposed exemption levels for discharges of naturally occurring radionuclides. This only concerns radionuclides for which values had not yet been determined and which, therefore, have not been included in the regulations (C-14, K-40, Rb-87, La-138, Sm-147, Gd-152, Lu-176). The proposed exemption levels for discharges of radionuclides into water and air have been chosen to ensure that people are only exposed to a very low, safe dose.

Radionuclides can be discharged in different ways. As a result, they also spread in the environment in different ways. RIVM has determined the exemption levels for various scenarios in the Netherlands. This study was commissioned by the Authority for Nuclear Safety and Radiation Protection (ANVS). The Dutch Ministry of Infrastructure and Water Management will ultimately determine the applicable regulatory values.

The method used to determine the new exemption levels is an update of the method that was used to calculate the existing values twenty years ago. A follow-up study could update the existing exemption levels by means of the new method. This method incorporates the latest knowledge about discharge routes, how radionuclides spread in the environment and the extent to which humans are exposed.

Keywords: ANVS, radionuclides, natural radioactivity, radioactivity of natural origin, natural source of radioactivity, industry, discharge, discharge criteria, exemption levels

Inhoudsopgave

Samenvatting — 9

1 Inleiding — 11

- 1.1 Aanleiding en onderzoeksvraag — 11
- 1.2 Afbakening — 12
- 1.3 Leeswijzer — 12
- 1.4 Dankwoord — 13

2 Aanpak — 15

- 2.1 Radionucliden — 15
- 2.2 Lozingsscenario's — 16
- 2.3 Verspreiding — 18
- 2.4 Blootstellingsscenario's — 21
 - 2.4.1 Representatieve persoon — 25
 - 2.4.2 Blootstellingsroutes — 26

3 Resultaten — 29

- 3.1 Lozingscriteria lucht — 29
- 3.2 Lozingscriteria water — 30

4 Discussie — 35

- 4.1 Opzet van het onderzoek — 35
 - 4.1.1 Vergelijking met eerder onderzoek — 35
 - 4.1.2 Gekozen scenario's — 36
 - 4.1.3 Gebruikte parameters — 36
 - 4.1.4 Representatieve persoon — 36
- 4.2 Resultaten van het onderzoek — 37
 - 4.2.1 Samenhang lozingsscenario's water — 37
 - 4.2.2 Realistische lozingen — 37

5 Conclusies — 41

Referenties — 43

A Bijlage algemene parameters en aannames — 53

- A.1 Selectie van primordiale radionucliden — 53
- A.2 Dosisconversiecoëfficiënten voor lozingen naar lucht, waterloop, zee — 53
- A.3 Ingestietempo — 55
- A.4 Ademvolumetempo — 57
- A.5 Chemisch vergelijkbare elementen — 57

B Bijlage modellering van lozingen naar lucht — 59

- B.1 Lozingsscenario's lucht — 59
- B.2 Verspreidingsmodellering — 60
 - B.2.1 Luchtverspreiding (PLUME) — 60
 - B.2.2 Resuspensie (RESUS) — 62
 - B.2.3 Verspreiding in de bodem (GRANIS) — 62
 - B.2.4 Verspreiding in de voedselketen (FARMLAND) — 62
- B.3 Blootstellingsscenario's — 69

- B.3.1 Blootstellingstijd — 69
- B.3.2 Fractie buiten — 69
- B.3.3 Ademvolumetempo — 70
- B.3.4 Fractie lokaal voedsel — 70
- B.3.5 Consumptie — 71
- B.3.6 Locatie — 71
- B.4 Vergelijking PLUME en OPS — 72
- B.5 Vergelijking PLUME en NNM — 73

C Bijlage modellering van lozingen naar het riool — 75

- C.1 Lozingsscenario riool — 75
- C.2 Verspreidingsmodellering — 75
- C.3 Blootstellingsscenario's — 76

D Bijlage modellering van lozingen naar waterlopen — 78

- D.1 Lozingsscenario's waterlopen — 78
- D.2 Verspreidingsmodellering — 78
- D.2.1 Karakteristieken van de waterloop — 79
- D.2.2 Elementspecifieke parameters — 81
- D.3 Blootstellingsscenario's — 82
- D.3.1 Blootstellingstijd — 82
- D.3.2 Ingestie water — 82
- D.3.3 Consumptie — 82
- D.3.4 Fractie lokaal voedsel — 82
- D.4 Niet-beschouwde blootstellingsroutes — 82
- D.4.1 Irrigieren — 83
- D.4.2 Drenken — 84
- D.4.3 Rivierslib uiterwaarden — 85

E Bijlage modellering van lozingen naar zee — 86

- E.1 Lozingsscenario's zee — 86
- E.2 Verspreidingsmodellering — 86
- E.2.1 Karakteristieken van de modelcompartimenten — 87
- E.2.2 Elementspecifieke parameters — 87
- E.3 Blootstellingsscenario's — 89
- E.3.1 Ademvolumetempo — 89
- E.3.2 Fractie lokaal voedsel — 89
- E.3.3 Blootstellingstijd — 90
- E.3.4 Handling — 90
- E.3.5 Consumptietempo — 90
- E.3.6 Afstand tot zee — 90

Samenvatting

Sommige materialen zijn van nature licht radioactief. Bij handelingen met deze materialen kan dus radioactiviteit in het milieu vrijkomen. Dergelijke lozingen zijn vergunningplichtig, tenzij de geloosde hoeveelheid lager is dan de vrijstellingsgrenswaarde. Voor veelvoorkomende radionucliden zijn in wet- en regelgeving vrijstellingsgrenswaarden vastgesteld voor lozingen naar lucht en water. Tot deze waarde mag zonder vergunning worden geloosd.

De huidige situatie geeft drie aanleidingen voor hernieuwd onderzoek naar grenswaarden voor lozingen. Ten eerste zijn de huidige grenswaarden meer dan twintig jaar oud. Het is wenselijk om rekening te houden met nieuwe inzichten over de manier waarop radioactieve stoffen geloosd worden, zich in het milieu verspreiden en tot blootstelling leiden bij de bevolking. Ten tweede zijn niet voor alle van nature voorkomende radionucliden grenswaarden gegeven. Ten derde is een aantal grenswaarden in regelgeving gepubliceerd alsof ze gelden voor moedernucliden in evenwicht *met* dochters, maar in feite zijn deze afgeleid voor moedernucliden *zonder* dochters in evenwicht.

De Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming (ANVS) heeft het RIVM daarom opdracht gegeven om onderzoek te doen naar grenswaarden voor lozingen van radionucliden die van nature voorkomen. Dit onderzoek beperkt zich tot radionucliden die nog niet in wet- en regelgeving zijn opgenomen. In een vervolgonderzoek kunnen de grenswaarden die al zijn opgenomen in wet- en regelgeving opnieuw worden berekend volgens de methodiek die is beschreven in dit rapport.

Zeven radionucliden zijn geïdentificeerd als mogelijk relevant: C-14, K-40, Rb-87, La-138, Sm-147, Gd-152, Lu-176. Andere radionucliden zijn buiten beschouwing gelaten, omdat de radiotoxiciteit voor ingestie of inhalatie onbekend is, of omdat de activiteitsconcentratie in natuurlijke materialen zodanig laag is dat de ontvangen dosis altijd verwaarloosbaar zal zijn.

Vervolgens zijn lozingsscenario's opgesteld die representatief zijn voor de Nederlandse situatie. De verspreiding van radionucliden in het milieu is grotendeels berekend met het modelpakket PC-CREAM 08. De blootstelling wordt bepaald voor een aantal hypothetische personen, die van elkaar verschillen op basis van eigenschappen als leeftijd en dieet, zonder daarbij overmatig conservatief te zijn. De persoon die hiervan de hoogste dosis ontvangt, is de representatieve persoon. De dosis van de representatieve persoon is vervolgens genormeerd op een dosiscriterium, dat door de opdrachtgever is vastgesteld op een effectieve individuele jaardosis van 10 microsievert.

Voor alle radionucliden en lozingsscenario's zijn op deze manier mogelijke grenswaarden afgeleid. Of deze waarden worden opgenomen in wet- en regelgeving is een beleidskeuze.

1 Inleiding

1.1 Aanleiding en onderzoeksvraag

In Nederland wordt in sommige industrieën met materialen gewerkt die van nature radioactief zijn. Het gaat vaak om materialen met lage concentraties radioactiviteit, zoals steenkool en ijzererts [1, 2]. Bij sommige handelingen komt een deel van dit radioactieve materiaal vrij in het milieu. De Kernenergiewet (Kew) en het Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Bbs) verbieden het lozen van radioactieve stoffen zonder vergunning, tenzij de geloosde hoeveelheid lager is dan de vrijstellingsgrenswaarde [3, 4].

Voor 'van nature voorkomende radionucliden' zijn vrijstellingsgrenswaarden (uitgedrukt in GBq per jaar) gegeven in Bijlage 3, onderdeel B, tabel C van het Bbs (hierna: Tabel C) [4]. De grenswaarden verschillen per radionuclide, en maken onderscheid tussen lozingen in water en lucht.

Uit de huidige situatie volgt een drievoudige aanleiding tot dit onderzoek.

- 1) De waarden die in Tabel C gegeven zijn, zijn gebaseerd op Nederlandse scenariostudies van circa twintig jaar geleden [5]. Uit een evaluatie uit 2018 blijkt dat er in de afgelopen twintig jaar ontwikkelingen hebben plaatsgevonden die het wenselijk maken om blootstellingsroutes opnieuw te onderzoeken en te modelleren [1].
- 2) Niet alle van nature voorkomende radionucliden zijn opgenomen in Tabel C. Deze situatie correspondeert niet met een graduele aanpak: het risico van een zeer kleine lozing rechtvaardigt niet een vergunningplicht. Dit wordt beleidsmatig als onwenselijk beschouwd.
- 3) In Tabel C zijn bij een groot aantal nucliden de achtervoegsels '+’ of 'sec' geplaatst [1]. Dit betekent dat de bijdrage van dochternucliden aan de effectieve dosis verdisconteerd zou moeten zijn in de grenswaarden. De grenswaarden voor luchtlozingen waren echter oorspronkelijk afgeleid voor moedernucliden zonder dochters in evenwicht [5] en zijn ongewijzigd overgenomen naar Tabel C.

De reden waarom dit onderzoek nú plaatsvindt, is dat in de afgelopen jaren inderdaad vergunningen zijn aangevraagd en toegekend voor lozingen van natuurlijke radionucliden die niet in de huidige Tabel C staan, zoals kalium-40 [6-12].

Om deze redenen heeft de ANVS aan het RIVM gevraagd een voorstel te doen voor grenswaarden voor de vrijstelling van lozingen van radioactiviteit van natuurlijke oorsprong naar lucht en water voor de nucliden die momenteel ontbreken in Tabel C, op basis van nieuwe berekeningen.

De onderzoeksvragen zijn:

- Wat zijn de wettelijke eisen aan de berekeningen van lozingsgrenswaarden, en wat is *best practice*?
- Welke radionucliden zijn relevant binnen de context van dit onderzoek?
- Welke lozingsscenario's zijn representatief voor de lozingen van radioactiviteit door Nederlandse ondernemers*?
- Welke blootstellingsscenario's zijn representatief voor de blootgestelde personen?
- Tot welke voorstel-grenswaarden leiden de berekeningen?
- Hoe verhouden de berekeningen zich tot eerder uitgevoerde berekeningen [5]?

1.2 Afbakening

Dit onderzoek behandelt lozingen in water en in lucht van radioactieve stoffen die vrijkomen als gevolg van handelingen met van nature voorkomende radionucliden. Elk radionuclide wordt daarom geloosd in de natuurlijke verhouding met stabiele isotopen van het element.

In dit onderzoek wordt geen rekening gehouden met de chemische samenstelling van de lozing. We nemen aan dat de verschillende chemische verbindingen van ieder radionuclide zich vergelijkbaar gedragen. Het chemische gedrag van ieder radionuclide kan daarmee worden gemodelleerd met parameters die enkel afhangen van het element. Deze aanpak wordt ook gebruikt door het IAEA. Uitzonderingen hierop hebben we expliciet benoemd.

Het onderzoek richt zich *niet* op radionucliden die al in Tabel C zijn opgenomen. Deze kunnen in een vervolgonderzoek worden geanalyseerd. De aanwezigheid van de achtervoegsels 'sec' en '+' in Tabel C, zoals beschreven in de aanleiding, wordt daarom niet meegenomen in het huidige onderzoek.

Om te bepalen wat de effecten zijn van een lozing van radioactieve stoffen, is alleen gelet op de radiologische gezondheidseffecten voor de mens. Andere vormen van toxiciteit zijn buiten beschouwing gelaten.

In dit onderzoek zijn de doses ten gevolge van een lozing genormeerd op een dosiscriterium voor de individuele effectieve dosis. Dit dosiscriterium is door de opdrachtgever vastgesteld op 10 microsievert per jaar.

De gemaakte berekeningen resulteren in voorstellen tot grenswaarden (vanaf hier: 'lozingscriteria'). Op welke manier deze worden gebruikt om het Bbs aan te passen, is een beleidsmatige keuze die buiten dit onderzoek ligt.

1.3 Leeswijzer

Dit onderzoek maakt gebruik van meerdere modellen met vele parameters. Ten behoeve van de leesbaarheid van dit rapport, beschrijven hoofdstukken 1-5 het onderzoek daarom op hoofdlijnen.

* In de brede zin van het woord: *natuurlijke persoon, rechtspersoon of bestuursorgaan onder wiens verantwoordelijkheid een handeling wordt verricht of maatregel wordt uitgevoerd* [4].

Een meer gedetailleerde beschrijving van het onderzoek is te vinden in de bijlagen. Omdat het hierbij vaak gaat om invoerparameters van het Engelstalige model, worden de namen van deze parameters ten behoeve van de reproduceerbaarheid in het Engels uitgeschreven.

De lozingscriteria zijn gegeven met twee significante cijfers, omdat het tussenresultaten zijn. De opdrachtgever kan zo beter beslissen op welke manier zij eventueel afgerond worden. Gezien de onzekerheden in dit onderzoek, is het aantal significante cijfers waarmee de lozingscriteria worden gegeven dus geen afspiegeling van hun nauwkeurigheid.

1.4 Dankwoord

De auteurs bedanken de werknemers van het Britse *UK Health Security Agency* voor hun ondersteuning in het gebruik van PC-CREAM 08. Jildou Baarsma (RIVM) bedanken we voor interessante discussies die zijn verwerkt in dit rapport. Verder bedanken we de werknemers van de twee waterschappen die hebben meegewerkt aan dit onderzoek.

2 Aanpak

In dit hoofdstuk lichten we de gebruikte aanpak toe. De ANVS-verordening basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (de Verordening) beschrijft de rekenregels en -methoden die ondernemers moeten gebruiken bij het aanvragen van een vergunning [13]. De Verordening verwijst naar het rapport 'Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling deel A: Lozingen in lucht en water' (DOVIS-A) [14]. Onze aanpak wijkt op sommige punten af van de methode beschreven in DOVIS-A. Deze punten worden, waar van toepassing, hieronder toegelicht.

2.1 Radionucliden

In dit onderzoek worden zeven radionucliden beschouwd (Tabel 2.1).

Tabel 2.1 Geselecteerde radionucliden. Per radionuclide is aangegeven via welk proces het verval: alfaverval (α), bètaverval (β^- of β^+) of elektronenvangst (ϵ) en met welke kans ('branching ratio') [15]. Als de kans niet vermeld is, is deze 100%. Kansen < 0,5% zijn niet getoond.

Radionuclide	Oorsprong	Vervalproces (kans)	$T_{1/2}$ [jaar]
C-14	Kosmogeen	β^-	$5,7 \times 10^3$
K-40	Primordiaal	β^- (89%) ϵ β^+ (11%)	$1,3 \times 10^9$
Rb-87	Primordiaal	β^-	$4,7 \times 10^{10}$
La-138	Primordiaal	ϵ β^+ (66%) β^- (34%)	$1,4 \times 10^{11}$
Sm-147	Primordiaal	α	$1,1 \times 10^{11}$
Gd-152	Primordiaal	α	$1,1 \times 10^{14}$
Lu-176	Primordiaal	β^-	$3,6 \times 10^{10}$

Bij de selectie van radionucliden maken we onderscheid tussen primordiale, kosmogene en radiogene radionucliden. Primordiale radionucliden zijn radioactieve nucliden die al vóór het ontstaan van de Aarde bestonden en die men hier nu nog steeds terug kan vinden. Kosmogene radionucliden zijn radionucliden die ontstaan doordat kosmische stralingsdeeltjes interacties hebben met atomen in de aarde of de atmosfeer. Radiogene radionucliden zijn nucliden die ontstaan door radioactief verval en op hun beurt zelf ook radioactief zijn.

Bij het selecteren van primordiale radionucliden is als uitgangspunt gehanteerd dat in beginsel alle radionucliden worden geselecteerd tenzij er een gegronde reden is om dat *niet* te doen. Hiermee minimaliseren we het risico dat nucliden onterecht worden verwaarloosd. Redenen om een primordiaal radionuclide *niet* te beschouwen:

- Het radionuclide komt niet van nature voor in 'normale' aardse materialen [16, 17].
- Het radionuclide heeft geen bekende radiotoxiciteit voor ingestie of inhalatie [18].
- Het radionuclide is al opgenomen in Tabel C van het Bbs.

Een overzicht van de radionucliden die niet zijn meegenomen, is gegeven in Bijlage A.1.

Van de resterende primordiale radionucliden hebben we onderzocht hoe aannemelijk het is dat een persoon een effectieve jaardosis in de orde van 1 microsievert ontvangt. Dit hebben we gedaan door te bepalen hoeveel van het element een persoon zou moeten innemen (voor inhalatie of ingestie) en hoe hoog de concentratie van het element in de bodem zou moeten zijn (voor externe blootstelling). Een aantal radionucliden is vervolgens buiten beschouwing gelaten omdat de benodigde hoeveelheid zó groot was, dat dit niet langer realistisch was.

Kosmogene radionucliden zijn in principe niet meegenomen in dit onderzoek, met uitzondering van C-14. Dit radionuclide is geselecteerd omdat hiervoor een realistisch lozingsscenario denkbaar is: het vrijkomen (in de vorm van CO₂) bij verbranding van biomassa. Indien dit op grote schaal plaatsvindt, bijvoorbeeld in een biomassacentrale, wordt de hoeveelheid (activiteit) C-14 lokaal verhoogd.

Radiogene radionucliden zijn niet beschouwd. Van de geselecteerde primordiale en kosmogene radionucliden vervalt alleen Gd-152 naar een radiogeen nuclide: dochter Sm-148 vervalt naar kleindochter Nd-144, die vervalt naar een stabiel nuclide. De dochter en kleindochter hebben beide echter zulke lange halveringstijden (7×10^{15} jaar en $2,3 \times 10^{15}$ jaar) dat hun bijdrage te verwaarlozen is. Voor de dochter en kleindochter zijn dan ook geen dosisconversiecoëfficiënten aangewezen voor inwendige besmetting.

2.2 Lozingsscenario's

Lozingen naar het milieu vinden op veel verschillende manieren plaats. In de berekeningen worden de lozingen naar lucht en water gemodelleerd met een aantal scenario's (Tabel 2.2, Tabel 2.3). Deze lozingsscenario's zijn hypothetisch en komen dus niet exact overeen met werkelijke lozingssituaties. Tegelijkertijd moeten ze wel representatief zijn voor werkelijke lozingen in Nederland.

Tabel 2.2 Lozingsscenario's lucht.

Scenario	Omschrijving
L1	Lozing op een effectieve hoogte van 0 m
L2	Lozing op een effectieve hoogte van 2 m
L3	Lozing op een effectieve hoogte van 20 m
L4	Lozing op een effectieve hoogte van 50 m
L5	Lozing op een effectieve hoogte van 90 m

Tabel 2.3 Lozingsscenario's water.

Scenario	Omschrijving
W1	Lozing naar waterloop (debiet van 1 m ³ /s)
W2	Lozing naar waterloop (debiet van 10 m ³ /s)
W3	Lozing naar waterloop (debiet van 100 m ³ /s)
W4	Lozing naar waterloop (debiet van 1000 m ³ /s)
W5	Lozing naar zee, klein compartiment
W6	Lozing naar zee, groot compartiment
W7	Lozing naar riool

Bij het opstellen van de lozingsscenario's hebben we gebruikgemaakt van de Emissieregistratie, waarin de werkelijke lozingen in Nederland beschreven worden [19]. Deze dataset bevat echter ook lozingen van stoffen en industrieën die voor dit onderzoek niet van belang zijn. We hebben het totaal aan lozingen daarom teruggebracht tot lozingen van grondstoffen die de voor ons relevante radionucliden kunnen bevatten*. Ook is de Emissieregistratie gefilterd op welke industrieën mogelijk relevant zijn.

- Mogelijk relevante grondstoffen zijn in een eerder RIVM-rapport gepubliceerd [2]. Hiertoe behoren bijvoorbeeld ijzererts, steenkool, titaanerts en zinkconcentraat. Aanvullende grondstoffen die relevant kunnen zijn, zijn bauxiet, bentoniet, beton, cement, gips, ilmeniet en keramieken [20-24]. Deze grondstoffen zijn vervolgens vertaald naar de stofnamen die de Emissieregistratie hanteert.
- Industrieën zijn mogelijk relevant als zij met deze grondstoffen werken. Dat betekent overigens nog niet dat zij ook daadwerkelijk naar lucht of water lozen. Een aantal relevante industriële sectoren zijn eerder al samengevat [2, 25]. Hier hebben we nog rioolwaterzuiveringsinstallaties aan toegevoegd. Deze industrieën zijn vertaald naar de codering die de Emissieregistratie hanteert om bedrijven in te delen (SBI-codes).

De overgebleven lozingen naar lucht hadden een grote verscheidenheid in fysieke hoogte en warmte-inhoud. We hebben ze daarom onderverdeeld in vijf groepen die zeer lage, lage, middelhoge, hoge en zeer hoge lozingspunten representeren. Iedere groep is vervolgens onderverdeeld in lozingen met weinig, middelmatige, en veel warmte-inhoud. Van alle combinaties is berekend op welke effectieve hoogte de lozing ongeveer plaatsvindt. De resulterende effectieve hoogtes zijn teruggebracht tot lozingsscenario's L1-L5 die de Nederlandse lozingen naar lucht representeren.

Een deel van de overgebleven lozingen naar water ging direct naar oppervlaktewater. Het type oppervlaktewater varieert van kanalen en rivieren tot estuaria en de Noordzee. Binnen de waterlopen[†] varieerde het debiet[‡] sterk; dit wordt gerepresenteerd door scenario's W1-W4. Lozingen naar zee zijn uitgesplitst naar twee scenario's. W5 representeert een lozing naar een water dat weliswaar in open verbinding staat met de zee, maar toch een afzonderlijk compartiment vormt (zoals de Westerschelde of de Dollard). W6 representeert een lozing naar een groter, open compartiment (een deel van de Noordzee).

Een ander deel van de lozingen naar water was indirect, via een rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI). Lozingsscenario W7 vertegenwoordigt daarom lozingen naar het riool.

Van C-14 nemen we aan dat de lozing plaatsvindt na verbranding van biomassa. We beschouwen voor dit radionuclide alleen lozingen naar lucht (L1-L5), en nemen aan dat alle activiteit zich bevindt in het gas CO₂.

* Gezien een mogelijk vervolgonderzoek naar Tabel C zijn 'relevante radionucliden' hier de nu geselecteerde radionucliden én de radionucliden die al in Tabel C staan.

[†] Overkoepelende term voor kanalen en rivieren.

[‡] Volume water dat per tijdseenheid door de waterloop stroomt.

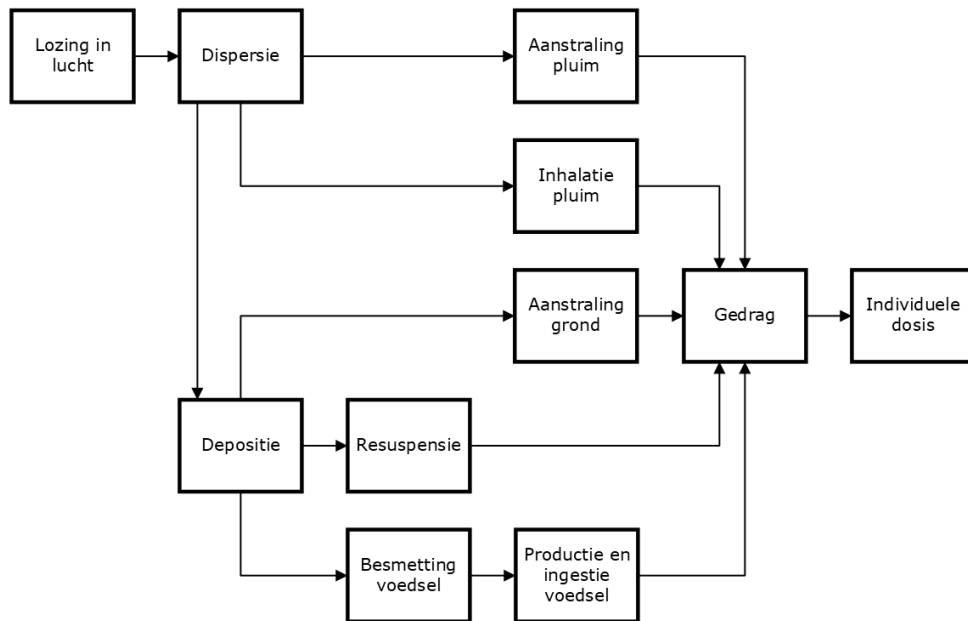
We nemen aan dat een installatie vijftig jaar lang in bedrijf is [26] en gedurende deze periode radionucliden loost met een constant tempo. Op deze manier wordt rekening gehouden met de eventuele opbouw van radionucliden in het milieu. De duur van de lozing wordt soms ook gelijkgesteld aan 25 jaar (DOVIS-A) of 30 jaar (IAEA) [14, 27]. We kiezen voor de relatief lange levensduur van ICRP-101 zodat de resulterende lozingscriteria op alle typen installaties toegepast kunnen worden. De doses van blootgestelde mensen worden berekend in het laatste jaar van de lozing [14, 26, 28].

2.3 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 [13]). Om deze verspreiding te modelleren en de doses van blootgestelde mensen te berekenen, hebben we met name gebruikgemaakt van PC-CREAM 08. Blootstelling door lozing op een rioolwaterzuiveringsinstallatie is geen onderdeel van PC-CREAM 08, en is daarom apart gemodelleerd (zie Bijlage C). De gebruikte modellen beschrijven samen de relevante belastingpaden.

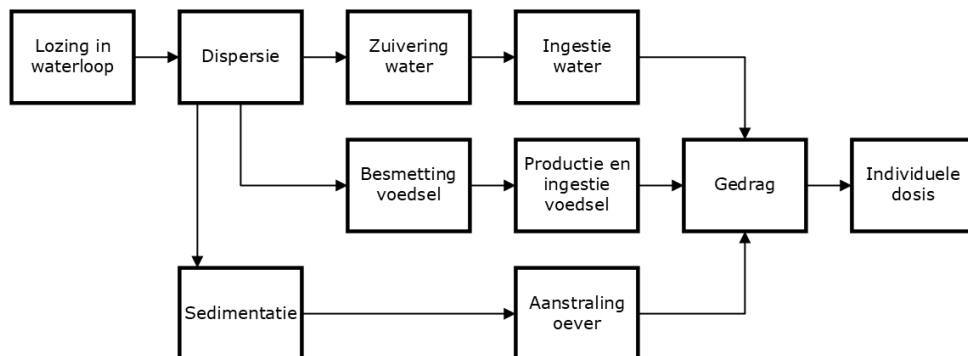
PC-CREAM 08 is een modelpakket dat is ontwikkeld voor de Europese Commissie [29, 30] en dat wordt beheerd door het Britse *UK Health Security Agency* [31]. We hebben voor dit modelpakket gekozen, omdat het een relatief diepgaand model is [32], specifiek ontwikkeld is voor routinematige lozingen van radioactieve stoffen, goed gedocumenteerd is [30, 33-40], 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 [27] en alle processen die DOVIS-A voorschrijft [14]. Dit zijn verspreiding in lucht, depositie naar de bodem (inclusief 'ophoping'), resuspensie, verspreiding in de bodem, en opname in de voedselketen (zie Figuur 1). 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 [14]. 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 B.5.

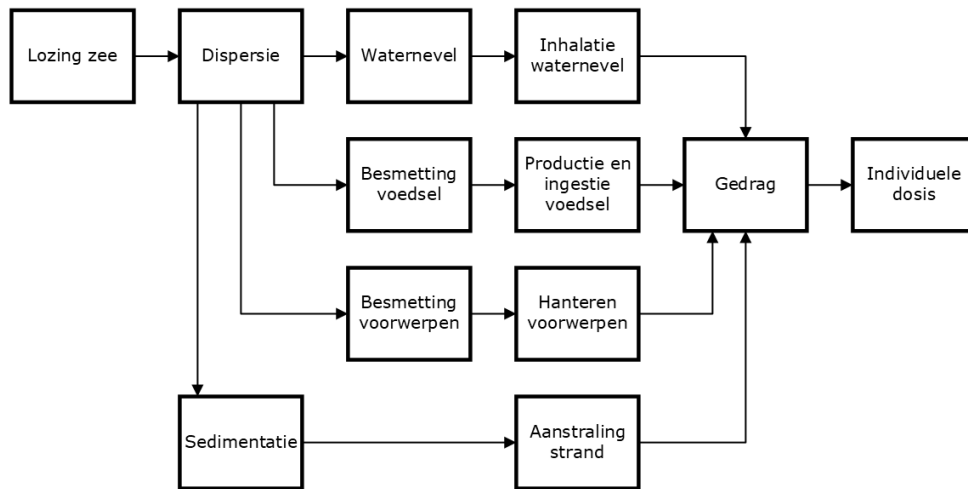


Figuur 1 Modelmatige beschrijving van lozingen in lucht, de verspreiding in het milieu en de resulterende blootstelling aan straling door leden van de bevolking.

Voor directe lozingen naar oppervlaktewater (waterlopen of zee) berekenen de modellen, zoals het IAEA ook aanraadt [27], verspreiding in water, neerslag naar sediment en opname in de voedselketen (zie Figuur 2 en Figuur 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 sectie D.4 voor de onderbouwing hiervan).



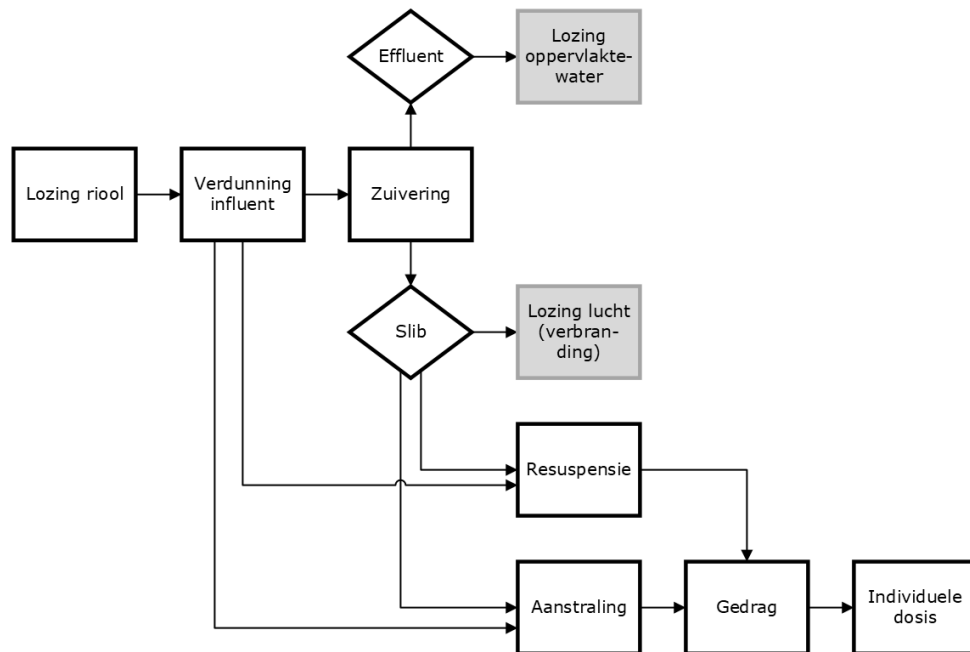
Figuur 2 Modelmatige beschrijving van lozingen in waterlopen, de verspreiding in het milieu en de resulterende blootstelling aan straling door leden van de bevolking.



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

Voor lozingen naar het riool modelleren we, zoals het IAEA aanbeveelt, de opname van geloosde radioactieve stoffen naar slib op een rioolwaterzuiveringsinstallatie en de resuspensie van dit slib [27] (zie Figuur 4). Als de RWZI het merendeel van de geloosde radioactieve stof uit het water verwijdert (hoge zuiveringsefficiëntie), resulteert dat in een lage blootstelling voor mensen die zich stroomafwaarts bevinden. Het betekent echter ook dat er meer activiteit achterblijft op de RWZI en dat de blootstelling van haar werknemers dus hoger is. De werkelijke efficiëntie hangt af van de chemische samenstelling van de lozing, die in dit onderzoek onbekend is. Dit scenario bestaat daarom uit twee varianten. Het IAEA beveelt aan om, van de doses die uit beide varianten voortvloeien, de hoogste te kiezen [27].

- In de eerste variant wordt aangenomen dat de rioolwaterzuiveringsinstallatie alle activiteit uit het water zuivert (Bijlage C). Het slib wordt vervolgens verbrand [41] in een installatie die overeenkomt met lozingsscenario L5 [19], met het verschil dat de geloosde stof langer onderweg is en daardoor langer kan vervallen. Dat effect is hier, vanwege de lange halveringstijden van de beschouwde radionucliden, verwaarloosd.
- In de tweede variant wordt alle activiteit ongezuiverd naar het oppervlaktewater geloosd. Deze variant lijkt sterk op de scenario's voor lozingen naar waterlopen en zee (W1-W6), wederom met het verschil dat de geloosde stof langer onderweg is en daardoor langer kan vervallen. Ook hier is dat effect verwaarloosd.



Figuur 4 Modelmatige beschrijving van lozingen op een RWZI, de verspreiding op de installatie 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. Voor sommige combinaties van radionuclide en parameter was geen waarde bekend. In die gevallen is gebruikgemaakt van elementen die chemisch vergelijkbaar waren met het betreffende radionuclide en waar wél parameterwaarden voor bekend waren (zie Bijlage A.5 voor meer informatie). Ook hier was een voorkeur voor het IAEA boven de standaardwaarden van PC-CREAM 08.

Omdat de verspreiding van activiteit in het milieu gemodelleerd is met vele waarden, zijn deze hier niet allemaal uitgeschreven. Hiervoor verwijzen we naar de bijlagen.

2.4 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 drie leeftijdsgroepen: een 1-jarige, een 10-jarige en een volwassene. Het was niet nodig om een foetus/zuigeling apart mee te nemen in de berekeningen (zie Bijlage A.2). De RWZI-werknemers in lozingsscenario W7 zijn volwassen werkers.

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

Tabel 2.4 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
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 2.5 Blootstellingsscenario's voor lozingen naar waterlopen (W1-W4). Per blootstellingsscenario is aangegeven welke gedragsparameter gemiddeld is (leeg vakje) of verhoogd (+). Daarnaast zijn voorbeelden gegeven van de blootgestelde personen.

Nr	Blootstellingstijd	Ingestie water	Consumptie voedsel	Fractie lokaal voedsel	Voorbeeld
B6	+				Een persoon die regelmatig aan de waterkant recreëert.
B7		+			Een persoon die veel water drinkt.
B8			+		Een persoon die veel eet.
B9				+	Een persoon die graag lokale vis koopt of deze zelf vangt.

Tabel 2.6 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	Ademvolume-tempo	Fractie lokaal voedsel	Blootstellingstijd	Handling	Consumptie voedsel	Afstand tot zee	Voorbeeld
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

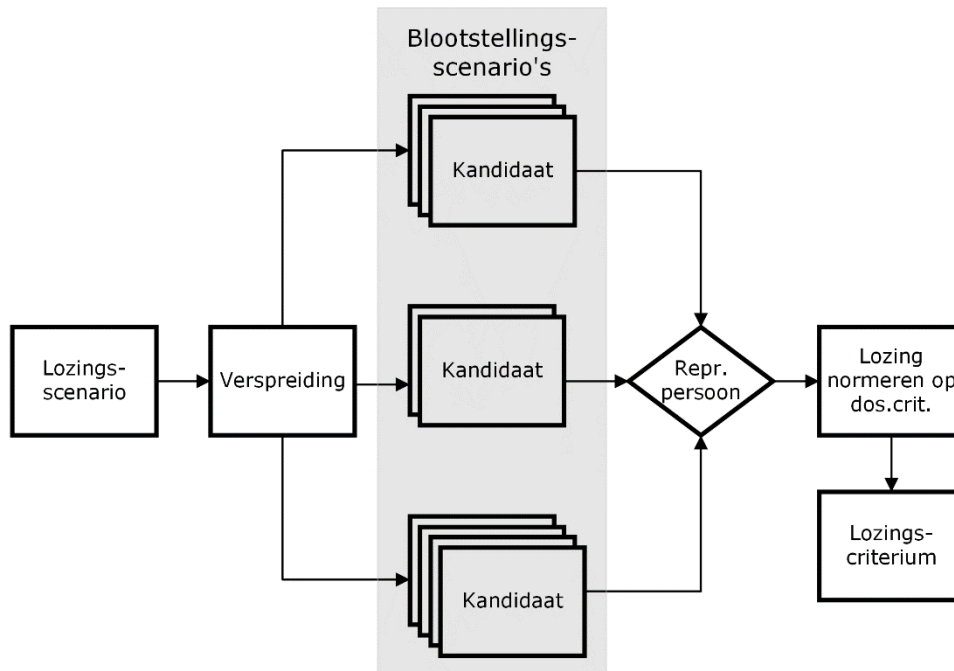
Tabel 2.7 Blootstellingsscenario's voor lozingen naar het riool (W7), voor werknemers van een rioolwaterzuiveringsinstallatie. De blootstelling wordt bepaald op twee locaties binnen de RWZI (beluchtings- en nabezinktanks; en een zeefbandpersruimte). Per blootstellingsscenario is aangegeven welke gedragsparameter gemiddeld is (leeg vakje) of verhoogd (+). Daarnaast zijn voorbeelden gegeven van de blootgestelde personen.

Nr	Blootstellingstijd beluchtings- en nabezinktanks	Blootstellingstijd zeefbandpersruimte	Voorbeeld
B16	+		RWZI-werknemer, belast met werkzaamheden nabij tanks
B17		+	RWZI-werknemer, belast met werkzaamheden in zeefbandpersruimte

2.4.1 Representatieve persoon

De personen in de blootstellingsscenario's worden gebruikt om de 'representatieve persoon' te bepalen (zie Figuur 5). 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 [13]. De kans dat een willekeurig lid van de bevolking een effectieve dosis ontvangt die groter is dan het dosiscriterium, zou kleiner 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 5 Schematische weergave van de aanpak om het lozingscriterium te bepalen voor een gegeven lozingsscenario en radionuclide. 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.

Voor ieder radionuclide en ieder lozingsscenario wordt de lozing ten slotte zo geschaald, dat de bijbehorende representatieve persoon een

effectieve dosis ontvangt die gelijk is aan het dosiscriterium van 10 $\mu\text{Sv}/\text{jaar}$. Het resulterende lozingstempo is het lozingscriterium.

Per radionuclide hebben we dus meerdere lozingscriteria afgeleid. Om een radionuclide op te nemen in Tabel C zou hieruit nog een representatieve waarde moeten worden gekozen. Dat is een beleidsmatige keuze die buiten dit rapport valt.

2.4.2 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'^{*}, 'wortelgewassen'[†], schapenlever en schapenvlees). De gekozen voedselcategorieën komen grotendeels overeen met die uit DOVIS-A [14], 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 B.2.4.1. Een blootstellingsroute die *niet* wordt beschouwd, is ingestie via hand-mondcontact na het hanteren van besmette grond (bijvoorbeeld door kinderen die buiten spelen)[‡].

Voor lozingen naar waterlopen beschouwen we externe straling vanaf sediment, ingestie van vis, en ingestie van gezuiverd water. Blootstellingsroutes die *niet* worden beschouwd, zijn externe straling vanuit en ingestie van ongezuiverd water.

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.

Voor lozingen naar riool zijn de blootstellingsroutes op een RWZI: externe straling vanaf beluchtings- en nabezinktanks, inhalatie van aerosolen boven beluchtings- en nabezinktanks, externe straling vanaf slib, en inhalatie van aerosolen die uit slib vrijkomen. De blootstellingsroutes na verbranding van slib komen overeen met die van lozingen naar lucht. De blootstellingsroutes na het lozen van

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

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

‡ Deze route wordt beschouwd in onderzoeken naar chemische verontreinigingen [42] maar is niet meegenomen in PC-CREAM 08 of beschreven in IAEA SRS-19 [27] en DOVIS-A [14]. Uit een indicatieve berekening lijkt ingestie via hand-mondcontact voor de beschouwde radionucliden minder relevant dan ingestie van voedselproducten.

ongezuiverd afvalwater naar oppervlaktewater komen overeen met die van lozingen naar waterlopen en zee. De personen die in dit lozingsscenario blootstaan aan straling zijn dus niet alleen de werknemers van de RWZI, maar ook personen uit blootstellingsscenario's die horen bij lozingen naar lucht (L5) en oppervlaktewater (W1-W6).

We gebruiken voor K-40 de voorgeschreven dosisconversiecoëfficiënt voor ingestie [18]. Deze DCC kan alleen worden gebruikt voor kleine hoeveelheden kalium, zoals in dit onderzoek het geval is (zie toelichting in Bijlage A.2).

Voor C-14 nemen we aan dat de geloosde stof CO₂ is. We nemen aan dat hiervan geen (of weinig) permanente depositie plaatsvindt [30]. Daarom berekenen we voor dit radionuclide geen doses voor *groundshine*. Daarnaast berekenen we geen ingestiedoses. Het geloosde C-14 heeft een natuurlijke oorsprong, waardoor de pluim bestaat uit C-14 en (stabiel) C-12 in natuurlijke verhoudingen. Als planten koolstof opnemen uit de pluim, zullen zij dat dus doen in de natuurlijke verhoudingen. Een toename van de hoeveelheid koolstof (CO₂) in de lucht kan leiden tot snellere groei van planten [43], maar de *concentratie* koolstof in de plant (g koolstof per kg plant) zal niet toenemen. De concentratie C-14 in de planten en de verdere voedselketen (Bq C-14 per kg voedsel) blijft daarmee ook onveranderd. De lozing zal dus niet leiden tot een hogere inname van C-14.

3 Resultaten

De resultaten van dit onderzoek zijn lozingscriteria voor lozingen in lucht en water. De lozingscriteria zijn afgeleid voor modernnucliden zonder dochters in evenwicht. Van de radionucliden in dit onderzoek heeft alleen Gd-152 een radioactieve dochter (en kleindochter). Deze zijn dus niet meegenomen.

3.1 Lozingscriteria lucht

Tabel 3.1 geeft de berekende lozingscriteria voor lozingen naar lucht voor alle radionucliden en lozingsscenario's. Hierbij zijn ook enkele karakteristieken van de representatieve persoon gegeven.

Tabel 3.1 Lozingscriteria voor lucht, per radionuclide en per lozingsscenario. Verder is informatie over de representatieve persoon gegeven: de leeftijd, het blootstellingsscenario en de route die tot de hoogste blootstelling leidt bij de representatieve persoon.

Radio-nuclide	Lozings-scenario	Lozings-criterium [GBq/jaar]	Leeftijd representatieve persoon	Bloot-stellings-scenario	Maximale blootstellings-route
C-14	L1	$6,2 \times 10^4$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L2	$6,6 \times 10^4$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L3	$1,2 \times 10^6$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L4	$1,2 \times 10^7$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L5	$5,8 \times 10^7$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
Gd-152	L1	$2,2 \times 10^{-2}$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L2	$2,3 \times 10^{-2}$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L3	$4,1 \times 10^{-1}$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L4	$4,1 \times 10^0$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L5	$2,0 \times 10^1$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
K-40	L1	$4,6 \times 10^0$	1-jarige	B5	Ingestie koemelkprod.
	L2	$4,8 \times 10^0$	1-jarige	B5	Ingestie koemelkprod.
	L3	$6,9 \times 10^0$	1-jarige	B4	Ingestie koemelkprod.
	L4	$1,2 \times 10^1$	1-jarige	B4	Ingestie koemelkprod.
	L5	$1,9 \times 10^1$	1-jarige	B4	Ingestie koemelkprod.
La-138	L1	$1,2 \times 10^0$	volwassene	B1	Groundshine
	L2	$1,3 \times 10^0$	volwassene	B1	Groundshine
	L3	$1,5 \times 10^1$	volwassene	B1	Groundshine
	L4	$2,6 \times 10^1$	volwassene	B2	Groundshine
	L5	$3,1 \times 10^1$	volwassene	B2	Groundshine

Radio-nuclide	Lozings-scenario	Lozings-criterium [GBq/jaar]	Leeftijd representatieve persoon	Bloot-stellings-scenario	Maximale blootstellings-route
Lu-176	L1	$3,3 \times 10^0$	volwassene	B1	Groundshine
	L2	$3,5 \times 10^0$	volwassene	B1	Groundshine
	L3	$4,4 \times 10^1$	volwassene	B1	Groundshine
	L4	$8,3 \times 10^1$	volwassene	B2	Groundshine
	L5	$9,7 \times 10^1$	volwassene	B2	Groundshine
Rb-87	L1	$2,4 \times 10^1$	1-jarige	B4	Ingestie koemelkprod.
	L2	$2,4 \times 10^1$	1-jarige	B4	Ingestie koemelkprod.
	L3	$3,4 \times 10^1$	1-jarige	B4	Ingestie koemelkprod.
	L4	$5,8 \times 10^1$	1-jarige	B4	Ingestie koemelkprod.
	L5	$9,1 \times 10^1$	1-jarige	B4	Ingestie koemelkprod.
Sm-147	L1	$5,1 \times 10^{-2}$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L2	$5,5 \times 10^{-2}$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L3	$9,6 \times 10^{-1}$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L4	$9,6 \times 10^0$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim
	L5	$4,7 \times 10^1$	1-jarige	B3	Inhalatie pluim

In deze resultaten is voor K-40 de voorgeschreven dosisconversiecoëfficiënt voor ingestie gebruikt (zie toelichting in Bijlage A.2) [18]. Een alternatieve aanpak zou zijn om de dosisconversiecoëfficiënt een waarde van nul te geven, vanuit de aanname dat homeostase de opname van geloosd kalium verhindert. Onder die aanname verandert de representatieve persoon en worden de lozingscriteria groter voor scenario's L1 (maal 2,5), L2 (maal 2,5), L3 (maal 16), L4 (maal 15) en L5 (maal 11).

Voor C-14 hebben we aangenomen dat de geloosde stof CO₂ is. Zoals besproken in paragraaf 2.4.2 berekenen we hiervoor geen doses voor *groundshine* of ingestie.

3.2 Lozingscriteria water

In Tabel 3.2 zijn de lozingscriteria voor lozingen naar water samengevat. Hierbij zijn ook enkele karakteristieken van de representatieve persoon gegeven.

Tabel 3.2 Lozingscriteria voor water, per radionuclide en per lozingscenario. Verder is informatie over de representatieve persoon gegeven: de leeftijd, het blootstellingsscenario en de route die tot de hoogste blootstelling leidt bij de representatieve persoon.

Radio-nuclide	Lozings-scenario	Lozings-criterium [GBq/jaar]	Leeftijd representatieve persoon	Bloot-stellings-scenario	Maximale blootstellings-route
Gd-152	W1	$2,4 \times 10^1$	volwassene	B7	Ingestie drinkwater
	W2	$2,4 \times 10^2$	volwassene	B7	Ingestie drinkwater
	W3	$3,4 \times 10^3$	volwassene	B7	Ingestie drinkwater
	W4	$3,4 \times 10^4$	volwassene	B7	Ingestie drinkwater
	W5	$3,2 \times 10^4$	10-jarige	B11	Ingestie zeewier
	W6	$1,1 \times 10^6$	10-jarige	B11	Ingestie zeewier
	W7	$1,3 \times 10^0$	volwassene	B17	Inhalatie (zeefbandpers)
K-40	W1	$1,5 \times 10^1$	1-jarige	B8	Ingestie vis
	W2	$1,5 \times 10^2$	1-jarige	B8	Ingestie vis
	W3	$4,5 \times 10^2$	1-jarige	B6	Groundshine (sediment)
	W4	$2,1 \times 10^3$	volwassene	B6	Groundshine (sediment)
	W5	$9,0 \times 10^3$	volwassene	B12	Groundshine (strand)
	W6	$2,3 \times 10^6$	1-jarige	B12	Groundshine (strand)
	W7	Zie W1			
La-138	W1	$5,6 \times 10^0$	10-jarige	B6	Groundshine (sediment)
	W2	$1,2 \times 10^1$	volwassene	B6	Groundshine (sediment)
	W3	$1,8 \times 10^1$	10-jarige	B6	Groundshine (sediment)
	W4	$8,6 \times 10^1$	10-jarige	B6	Groundshine (sediment)
	W5	$2,2 \times 10^2$	volwassene	B12	Groundshine (strand)
	W6	$7,7 \times 10^3$	volwassene	B12	Groundshine (strand)
	W7	$4,5 \times 10^0$	volwassene	B16	Extern (beluchtings- en nabezink-tanks)

Radio-nuclide	Lozings-scenario	Lozings-criterium [GBq/jaar]	Leeftijd representatieve persoon	Bloot-stellings-scenario	Maximale blootstellings-route
Lu-176	W1	$5,7 \times 10^1$	volwassene	B6	Groundshine (sediment)
	W2	$1,3 \times 10^2$	volwassene	B6	Groundshine (sediment)
	W3	$1,7 \times 10^2$	volwassene	B6	Groundshine (sediment)
	W4	$7,8 \times 10^2$	1-jarige	B6	Groundshine (sediment)
	W5	$5,4 \times 10^2$	volwassene	B12	Groundshine (strand)
	W6	$1,9 \times 10^4$	1-jarige	B12	Groundshine (strand)
	W7	$1,2 \times 10^1$	volwassene	B16	Extern (beluchtings- en nabezink-tanks)
Rb-87	W1	$4,4 \times 10^1$	1-jarige	B8	Ingestie vis
	W2	$4,4 \times 10^2$	1-jarige	B8	Ingestie vis
	W3	$6,1 \times 10^3$	1-jarige	B8	Ingestie vis
	W4	$6,0 \times 10^4$	1-jarige	B8	Ingestie vis
	W5	$3,6 \times 10^3$	1-jarige	B11	Ingestie zeewier
	W6	$9,4 \times 10^5$	1-jarige	B11	Ingestie zeewier
	W7	Zie W1			
Sm-147	W1	$1,9 \times 10^1$	volwassene	B7	Ingestie drinkwater
	W2	$1,9 \times 10^2$	volwassene	B7	Ingestie drinkwater
	W3	$2,4 \times 10^3$	volwassene	B7	Ingestie drinkwater
	W4	$2,4 \times 10^4$	volwassene	B7	Ingestie drinkwater
	W5	$3,9 \times 10^4$	10-jarige	B11	Ingestie zeewier
	W6	$1,3 \times 10^6$	10-jarige	B11	Ingestie zeewier
	W7	$3,3 \times 10^0$	volwassene	B17	Inhalatie (zeefbandpers)

In deze resultaten hebben we voor K-40 de voorgeschreven dosisconversiecoëfficiënt voor ingestie gebruikt (zie Bijlage A.2) [18]. Als de dosisconversiecoëfficiënt een waarde van nul zou hebben, worden de lozingscriteria groter voor scenario's W1 (maal 11), W2 (maal 2,4), W6 (maal 1,1) en W7 (maal 2,3). De lozingscriteria voor W3-W5 blijven nagenoeg gelijk.

Voor lozingen naar het riool (W7) hebben we twee varianten uitgewerkt, waarin de RWZI ofwel alle activiteit uit het afvalwater zuivert ofwel alle

activiteit naar het oppervlaktewater loost. Welke variant de representatieve persoon levert, verschilt per radionuclide. In geval van La-138, Sm-147, Gd-152 en Lu-176 is de representatieve persoon een werknemer van de RWZI. Voor lozingen van K-40 en Rb-87 is de representatieve persoon iemand die bij het oppervlaktewater 'achter' de RWZI woont. Voor geen van de radionucliden is de representatieve persoon iemand die in de buurt van de slibverbrandingsinstallatie woont.

4 Discussie

4.1 Opzet van het onderzoek

4.1.1 *Vergelijking met eerder onderzoek*

Ten opzichte van het vorige onderzoek uit 1999 [5] hebben we aanpassingen gemaakt in de lozingsscenario's, de verspreidingsberekeningen en de blootstellingsscenario's. Deze aanpassingen worden hieronder besproken.

De beschouwde lozingsscenario's naar lucht variëren in effectieve hoogte, van 0 tot 90 meter. Ze omvatten daarmee het referentiescenario (L2b) uit het vorige onderzoek dat correspondeert met de waarden uit Tabel C. L2b heeft een effectieve lozingshoogte van 35 ± 15 m [1, 5].

De beschouwde lozingsscenario's naar water maken onderscheid tussen waterlopen, zee en het riool. Het referentiescenario uit het vorige onderzoek dat correspondeert met de waarden uit Tabel C (W2a), beschouwt een rivier met een debiet van $2500 \text{ m}^3/\text{s}$ en met afvoer naar zee [1, 5]. Deze situatie is niet direct te reproduceren met de huidige scenario's. Zo zijn de huidige debieten kleiner (1 tot $1000 \text{ m}^3/\text{s}$) omdat het vorige debiet aan de hoge kant was [1]. Verder hebben we de afvoer van een waterloop naar zee, en de hieruit volgende blootstelling, in dit onderzoek niet gemodelleerd. Wel kan een redelijke vergelijking worden gemaakt door het beperkende lozingscriterium te kiezen uit huidige scenario's W4-W6 (zie ook de discussie onder paragraaf 4.2.1).

Het gebruikte model voor de verspreiding in lucht (PLUME) is niet vergeleken met de versie van luchtverspreidingsmodel OPS die in het vorige onderzoek [5] gebruikt is. Wel hebben we PLUME vergeleken met een moderne versie van OPS [44], op basis van twee eindpunten: de gemiddelde concentratie in lucht en het depositietempo naar de grond. De verschillen lijken acceptabel (Bijlage B.4).

De gebruikte modellen voor de verspreiding in water kunnen niet kwantitatief worden vergeleken met het vorige model. De manier waarop radioactiviteit zich in water verspreidt, is namelijk afhankelijk van de eigenschappen van het radionuclide, en de beschouwde radionucliden zijn in het vorige onderzoek niet beschouwd. Conceptueel lijken de modellen wel op elkaar: het zijn modellen met compartimenten, en deze compartimenten zijn bij beide modellen grotendeels dezelfde. Wat nu *niet* is beschouwd, is de inname van radioactiviteit door rundvee op overstroomd land (zie Bijlage D.4).

Een andere verandering ten opzichte van het vorige onderzoek naar lozingscriteria [5] is dat het criterium voor de collectieve dosis is verlaten. Destijds was het collectieve dosiscriterium voor nagenoeg alle radionucliden beperkend [1]. De ICRP beveelt overigens wel aan om de situatie nader te verkennen en acties te ondernemen als meer dan enkele tientallen mensen een dosis groter dan het dosiscriterium ontvangen [26]. Dit lijkt te impliceren dat de lozingscriteria niet in

iedere situatie kunnen worden toegepast. Hoe deze aanbeveling wordt ingevuld, is een beleidsmatige keuze die buiten dit onderzoek valt.

De manier waarop de effectieve dosis van het individu wordt berekend, is in dit onderzoek anders dan in het vorige. In dit onderzoek wordt de dosis bepaald voor representatieve personen en is daarom rekening gehouden met personen van verschillende leeftijden (1-jarigen, 10-jarigen, volwassenen) die zich op verschillende manieren extra blootstellen aan straling. Het vorige onderzoek beschouwde daarentegen alleen volwassenen die niet in gedrag varieerden [5].

4.1.2 *Gekozen scenario's*

Lozingsscenario W7 (lozingen naar het riool) is misschien niet relevant voor de invulling van Tabel C uit het Bbs. De huidige tabel geeft vrijgavewaarden voor 'lozingen in water'. Als hiermee 'lozing in het oppervlaktewater' wordt bedoeld, valt W7 buiten de context van de tabel. Hoe dit wordt ingevuld, is een beleidsmatige keuze die buiten dit onderzoek valt.

4.1.3 *Gebruikte parameters*

De consumptie van voedsel en water is zo veel mogelijk bepaald op basis van de Voedselconsumptiepeiling van 2012-2016 [45]. Op het moment van schrijven zijn echter ook data gepubliceerd uit 2019-2021. We kiezen ervoor om de nieuwe data níét te gebruiken, omdat 10-jarigen hierin vertegenwoordigd worden door een (voor dit onderzoek) te brede leeftijdscategorie van 4-11 jaar.

De gebruikte dosisconversiecoëfficiënten voor inwendige besmetting door leden van de bevolking zijn aangewezen door de ANVS [18]. Op het moment van schrijven is de ICRP bezig om nieuwe dosisconversiecoëfficiënten te publiceren. De verwachting is dat het nog geruime tijd duurt voordat deze waarden definitief gepubliceerd zijn en aangewezen worden als standaardwaarden. Daarom is dit onderzoek niet verder uitgesteld, maar met de huidige waarden uitgevoerd. We bevelen wel aan om te zijner tijd de berekeningen uit dit onderzoek te herhalen met de nieuwe dosisconversiecoëfficiënten.

4.1.4 *Representatieve persoon*

In dit onderzoek hebben we het concept van de representatieve persoon gecombineerd met een criterium voor de individuele effectieve dosis dat door de opdrachtgever is vastgesteld (10 $\mu\text{Sv}/\text{jaar}$). De 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*' [25]. Het IAEA geeft, voor vrijstelling bij geplande blootstellingsituaties, twee mogelijke dosiscriteria voor de effectieve dosis van enig individu: in de orde van 10 $\mu\text{Sv}/\text{jaar}$ voor alle redelijkerwijs voorzienbare omstandigheden, en 1000 $\mu\text{Sv}/\text{jaar}$ voor scenario's met een kans van hooguit 1% per jaar (*low probability*) [46]. Alhoewel hier ruimte is voor (subjectieve) interpretatie, lijkt van deze opties het gekozen dosiscriterium het beste te passen bij de representatieve persoon. Het gekozen dosiscriterium sluit bovendien goed aan op de Verordening. Die geeft aan dat water- en luchtlozingen, in afwijking van artikel 10.4 van het Bbs ('Tabel C'), vergunningplichtig

zijn als de effectieve doses voor leden van de bevolking hoger kunnen zijn dan 10 microsievert per jaar [13].

In de resultaten valt op dat de representatieve persoon per radionuclide afkomstig is uit verschillende blootstellingsscenario's en verschillende leeftijden heeft. Van tevoren is dus niet eenvoudig te zeggen wie de representatieve persoon zal worden. Dit benadrukt het belang van de gebruikte methode voor het bepalen van de representatieve persoon.

4.2 Resultaten van het onderzoek

4.2.1 *Samenhang lozingsscenario's water*

Bij een aantal radionucliden is het lozingscriterium voor grote waterlopen (W3-W4) groter dan dat voor zee-lozingsscenario W5. Dat is tegenintuïtief, omdat een deel van de geloosde radionucliden uiteindelijk in zee zal uitmonden. Het verkregen resultaat is een gevolg van de gebruikte modelbeschrijving. Bij een lozing naar een waterloop wordt namelijk alleen de blootstelling in de directe omgeving daarvan geëvalueerd. Doses van personen die verder stroomafwaarts wonen, worden dus niet berekend. Omdat de beschouwde lozingsscenario's hypothetisch zijn, is niet bekend op welke manier een waterloop in zee uitmondt (tussentijdse verdunning en radioactief verval) en in welk type zee (lijkend op de compartimenten uit W5 of W6). Daarom zijn de berekeningen niet verder met elkaar verweven en worden de resultaten los gepresenteerd. Mocht men W3 of W4 als het representatieve lozingsscenario kiezen, dan is het van belang rekening te houden met de eventuele uitmonding in zee. Een mogelijkheid is om het minimum te kiezen uit de lozingscriteria van de betreffende waterloop en zee.

4.2.2 *Realistische lozingen*

We hebben kort onderzocht hoe de berekende lozingscriteria zich verhouden tot realistische lozingen. Hierbij gaan we uit van het meest beperkende lozingscriterium. Omdat er niet altijd informatie te vinden is over de geloosde activiteit, hebben we het lozingscriterium in GBq/jaar van het nuclide omgerekend naar een lozing in kg/jaar van het element in kwestie (Tabel 4.1). Dit geeft een beeld van de fysieke omvang van de lozing.

Tabel 4.1 Lozingscriteria per radionuclide, in GBq/jaar van het nuclide en in kg/jaar van het element, voor het meest beperkende lozingsscenario (het 'strengste' lozingscriterium).

Nuclide	Lucht			Water		
	Scenario	GBq/jaar	kg/jaar	Scenario	GBq/jaar	kg/jaar
C-14	L1	$6,2 \times 10^4$	$2,5 \times 10^{11}$	-	-	-
K-40	L1	$4,6 \times 10^0$	$1,5 \times 10^5$	W1	$1,5 \times 10^1$	$4,9 \times 10^5$
Rb-87	L2	$2,4 \times 10^1$	$2,6 \times 10^4$	W1	$4,4 \times 10^1$	$4,8 \times 10^4$
La-138	L1	$1,2 \times 10^0$	$1,9 \times 10^6$	W7	$4,5 \times 10^0$	$7,2 \times 10^6$
Sm-147	L1	$5,1 \times 10^{-2}$	$4,1 \times 10^2$	W7	$3,3 \times 10^0$	$2,7 \times 10^4$
Gd-152	L1	$2,2 \times 10^{-2}$	$1,4 \times 10^7$	W7	$1,3 \times 10^0$	$8,6 \times 10^8$
Lu-176	L1	$3,3 \times 10^0$	$6,1 \times 10^4$	W7	$1,2 \times 10^1$	$2,2 \times 10^5$

Uit de tabel blijkt dat de afgeleide lozingscriteria overeenkomen met grote lozingen (in kg element per jaar). Wij verwachten dat typische lozingen van Nederlandse ondernemers kleiner zullen zijn. Dit wordt hieronder per radionuclide verder toegelicht.

We merken hierbij wel op dat lozingen kleiner dan die in Tabel 4.1 nog steeds onwenselijk of schadelijk kunnen zijn vanwege bijvoorbeeld chemische toxiciteit. Dit valt echter buiten de scope van dit onderzoek.

Lozingen van C-14

Het is niet realistisch dat één ondernemer meer C-14 naar lucht loost (van natuurlijke oorsprong, in de vorm van CO₂ uit biomassa) dan de berekende lozingscriteria. Het strengste lozingscriterium voor C-14 komt namelijk overeen met $9,1 \times 10^{11}$ kg CO₂, bijna 50 keer meer dan de totale CO₂-uitstoot door biomassa in Nederland [47].

Lozingen van K-40

Een typische luchtlozing van kalium ligt ruim onder de berekende lozingscriteria. Alhoewel fijnstof een kleine hoeveelheid kalium bevat [48-51], bevat de totale hoeveelheid fijnstof die door de Nederlandse industrie wordt uitgestoten [52] ongeveer 30 keer minder kalium dan het berekende, strengste lozingscriterium.

Op dit moment zijn vergunningen verstrekt voor lozingen van K-40 naar water waarbij de maximaal toegestane lozing qua ordegrootte overeenkomt met de lozingscriteria voor scenario's W1 en W2 [6-12]. Daarbij merken we op dat deze lozingen *offshore* plaatsvinden en dus beter overeenkomen met lozingsscenario W6, waar het berekende lozingscriterium 5-6 ordes van grootte hoger ligt. We hebben geen informatie gevonden over lozingen van K-40 naar binnenwateren.

Lozingen van Rb-87

We verwachten dat typische lozingen van rubidium naar lucht onder de lozingscriteria zullen liggen. De concentratie rubidium in fijnstof is een factor 50-400 lager dan de concentratie kalium [53, 54]. De totale hoeveelheid geloosd rubidium in fijnstof van de Nederlandse industrie ligt daarmee onder het lozingscriterium.

Typische lozingen van rubidium naar water zullen naar verwachting ook onder de lozingscriteria liggen. Hiervoor is gekeken naar ontziltingsinstallaties. Bij de productie van zoetwater uit zeewater wordt het aanwezige zout, dat rubidium bevat, geconcentreerd in pekkel (*brine*) dat kan worden geloosd [55]. De ruim 2000 ontziltingsinstallaties in West-Europa produceren gezamenlijk maximaal 1600 keer zo veel rubidium als het strengste berekende lozingscriterium [56]. Eén enkele ontziltingsinstallatie zal het lozingscriterium daarmee waarschijnlijk niet overschrijden. Hier komt nog bij dat een lozing van pekkel door ontziltingsinstallaties plaats zal vinden op zee (scenario W5 of W6), waarvoor ruimere lozingscriteria zijn bepaald.

Lozingen van La-138, Sm-147, Gd-152 en Lu-176

Ook voor de lanthaniden (La-138, Sm-147, Gd-152, Lu-176) geldt dat wij niet verwachten dat één ondernemer meer naar water zal lozen dan de berekende lozingscriteria. Uit onderzoek naar lozingen in de Rijn [57]

blijkt dat de totale hoeveelheid antropogeen samarium die jaarlijks door de Rijn wordt meegevoerd overeenkomt met ongeveer 2% van het strengste lozingscriterium. Voor lanthaan en gadolinium ligt het percentage nog lager.

De omvang van typische luchtlozingen van lanthaniden is lastiger te schatten. Lanthaniden worden veel gebruikt als katalysatoren in de chemische industrie [58] en zijn aangetroffen in het uitgestoten fijnstof (PM_{2,5}) [59, 60]. Uit de concentraties lanthaniden in dit fijnstof en de gegevens over lozingen van fijnstof uit de Emissieregistratie [52] blijkt dat de sector 'Industrie, energie en raffinaderijen' in zijn geheel niet meer lanthaniden zal lozen dan de strengste lozingscriteria voor luchtlozingen.

5 Conclusies

Dit rapport bevat lozingscriteria voor lozingen in water en in lucht van radioactieve stoffen die vrijkomen als gevolg van handelingen met van nature voorkomende radionucliden. De opdrachtgever van dit onderzoek, de Autoriteit Nucleaire Veiligheid en Stralingsbescherming, kan deze gebruiken om Tabel C uit het Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming bij te werken. Of – en zo ja, welke – radionucliden daadwerkelijk in de tabel worden opgenomen, is een beleidskeuze.

Het onderzoek is zo opgezet dat alleen radionucliden zijn beschouwd die nog niet in Tabel C staan. Daarbij merken we op dat de huidige waarden in Tabel C berekend zijn in een eerder onderzoek, waar een andere methodiek is gebruikt [5]. Ten behoeve van de consistentie kunnen deze waarden in een vervolgonderzoek opnieuw worden berekend volgens de huidige methodiek.

De vigerende Tabel C uit het Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming geeft, per radionuclide, één waarde voor lozingen naar lucht en één waarde voor lozingen naar water. Deze waarden corresponderen met een tweetal referentiescenario's die in 1999 zijn geanalyseerd. Deze scenario's zijn destijds gekozen uit een groter aantal, omdat van dit tweetal werd aangenomen dat zij de Nederlandse situatie het beste representeerden. Het voorliggende onderzoek heeft op vergelijkbare wijze meerdere lucht- en waterscenario's geanalyseerd. Er zijn een aantal opties om hieruit referentiescenario's te kiezen die het hele bereik vertegenwoordigen. Een mogelijkheid zou zijn om het laagste lozingscriterium te kiezen, zodat de grenswaarde een veilige representatie is van alle beschreven situaties. Een nadeel hiervan is echter dat deze keuze misschien geen recht doet aan de Nederlandse situatie, bijvoorbeeld als een radionuclide alleen op zee wordt geloosd terwijl de grenswaarde gebaseerd is op het (strengere) scenario voor lozingen naar kleine waterlopen. Op welke manier uiteindelijk scenario's gekozen worden om het hele bereik te vertegenwoordigen, is een beleidskeuze.

Referenties

1. 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*, RIVM Briefrapport 2017-0048, 2018.
2. 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 Briefrapport 2017-0042, 2017.
3. *Kernenergiewet (Kew)*.
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0002402/2022-02-16>, 1970.
4. *Besluit basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Bbs)*.
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0040179/2021-07-01>, 2018.
5. M.J.M. Pruppers, R.O. Blaauboer, en C.J.W. Twenhöfel, *Onderzoek naar lozingscriteria voor vergunningverlening kernenergiewet in de procesindustrie*, RIVM rapport 610310 002, 1999.
6. ANVS, *Kew-vergunning 2018/0204-7, verleend aan Neptune Energy Netherlands B.V.* 2018.
7. ANVS, *Kew-vergunning ANVS-PP-2019/0048545-08, verleend aan Dana Petroleum Netherlands B.V.* 2019.
8. ANVS, *Kew-vergunning 2018/0116-05, verleend aan Nederlandse Aardolie Maatschappij B.V.* 2018.
9. ANVS, *Kew-vergunning 2018/0158-7, verleend aan Wintershall Noordzee B.V.* 2018.
10. ANVS, *Kew-vergunning ANVS-PP-2019/0048546-08, verleend aan Spirit Energy Nederland B.V.* 2019.
11. ANVS, *Kew-vergunning ANVS-PP-2019/0048642-08, verleend aan Taqa Energy B.V.* 2019.
12. ANVS, *Kew-vergunning ANVS-PP-2018/0047677-07, verleend aan Total E&P Nederland B.V.* 2019.
13. ANVS, *ANVS-verordening basisveiligheidsnormen stralingsbescherming*. ANVS-2018/137,
<https://wetten.overheid.nl/BWBR0040581/2023-02-24>, 24-02-2023.
14. R.O. Blaauboer, *Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling - DOVIS - A. Lozingen in lucht en water*, RIVM rapport 610310006/2002, 2002.
15. International Atomic Energy Agency. *Live Chart of Nuclides*. Beschikbaar via <https://www-nds.iaea.org/relnsd/vcharthtml/VChartHTML.html>, geraadpleegd 5 oktober 2021.
16. J.S. Coursey, et al. *Atomic Weights and Isotopic Compositions with Relative Atomic Masses (National Institute of Standards and Technology)*. Beschikbaar via <http://physics.nist.gov/Comp>, geraadpleegd 10 juni 2021.
17. M. Berglund en M.E. Wieser, *Isotopic compositions of the elements 2009 (IUPAC Technical Report)*. Pure and Applied Chemistry, 2011. **83**(2): p. 397-410.

18. 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.
19. RIVM, *Emissieregistratie*. 2018.
20. Q. Chen, et al., *Effluent and dose control from European Union NORM industries. Assessment of current situation and proposal for a harmonised Community approach*, European Commission, Radiation Protection 135, 2003.
21. C.W.M. Timmermans en A.W. van Weers, *Werkzaamheden met blootstelling aan natuurlijke stralingsbronnen. Actualisering van de inventarisatie van 1999*, 2001.
22. International Atomic Energy Agency, *Extent of Environmental Contamination by Naturally Occurring Radioactive Material (NORM) and Technological Options for Mitigation*. IAEA TRS-419, Wenen: IAEA, 2003.
23. International Atomic Energy Agency, *Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM IV) – Proceedings of an International Conference held in Szczyrk, Poland, 17-21 May 2004*. IAEA TECDOC-1472, Wenen: IAEA, 2005.
24. International Atomic Energy Agency, *Regulatory and Management Approaches for the Control of Environmental Residues Containing Naturally Occurring Radioactive Material (NORM). Proceedings of a technical meeting held in Vienna, 6–10 December 2004*. IAEA TECDOC-1484, Wenen: IAEA, 2006.
25. *Regeling basisveiligheidsnormen stralingsbescherming (Rbs)*. <https://wetten.overheid.nl/BWBR0040581/2023-02-24>, 2019.
26. ICRP, *Assessing Dose of the Representative Person for the Purpose of the Radiation Protection of the Public*. ICRP Publication 101a. Ann. ICRP 2006. **36**(3).
27. International Atomic Energy Agency, *Generic Models for Use in Assessing the Impact of Discharges of Radioactive Substances to the Environment*. IAEA SRS-19, Wenen: IAEA, 2001.
28. International Atomic Energy Agency, *Regulatory Control of Radioactive Discharges to the Environment*. IAEA GSG-9, Wenen: IAEA, 2018.
29. 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.
30. 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.
31. 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.

32. 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*, Environmental Modelling for Radiation Safety (EMRAS II) Programme, 2014.
33. 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.
34. PC CREAM User Group (editor: J.R. Simmonds), *Report of the first meeting held at NRPB, Chilton, 3 and 4 December 1998*, NRPB-R309, 1999.
35. J.R. Simmonds, G. Lawson, en A. Mayall, *Methodology for assessing the radiological consequences of routine releases of radionuclides to the environment*, European Commission, Radiation Protection 72, 1995.
36. J. Brown en J.R. Simmonds, *FARMLAND: A Dynamic Model for the Transfer of Radionuclides Through Terrestrial Foodchains*, NRPB-R273, 1995.
37. J. Brown en J. Sherwood, *Modelling approach for the transfer of radionuclides to fruit species of importance in the UK*, HPA-CRCE-039, 2012.
38. A.P. Bexon en A.L. Jones, *Report of the second meeting held at NRPB, Chilton, 9-10 December 1999*, NRPB-M1178, 2000.
39. C.A. Attwood, et al., *NRPB models for calculating the transfer of radionuclides through the environment: verification and validation*, NRPB-R300, 1996.
40. J.R. Simmonds, et al., *Concerted action to establish and run a users group for the EC computer system - PC-CREAM*, NRPB-M1215, 2000.
41. Compendium voor de Leefomgeving. *Afzet van zuiveringsslib naar bestemming, 1981-2020*. Beschikbaar via <https://www.clo.nl/indicatoren/nl0154-afzet-van-zuiveringsslib-naar-bestemming>, geraadpleegd 4 mei 2023.
42. 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, 03-06-2019.
43. D. Taub, *Effects of Rising Atmospheric Concentrations of Carbon Dioxide on Plants*. Nature Education Knowledge, 2010. **3(10):21**.
44. *OPS-Pro (versie W-5.1.0.2)*. 2022.
45. RIVM, *Voedselconsumptiepeiling 2012-2016*. 2021.
46. International Atomic Energy Agency, *Radiation Protection of the Public and the Environment*. IAEA GSG-8, Wenen: IAEA, 2018.
47. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *CO2-uitstoot door biomassa neemt toe*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nl/nieuws/2021/48/co2-uitstoot-door-biomassa-neemt-toe>, geraadpleegd 1 mei 2023.
48. K. Ueda, et al., *Associations Between Fine Particulate Matter Components and Daily Mortality in Nagoya, Japan*. J Epidemiol, 2016. **26(5)**: p. 249-257.

49. National Atmospheric Emissions Inventory (NAEI UK). *Pollutant Information: Potassium*. Beschikbaar via https://naei.beis.gov.uk/overview/pollutants?pollutant_id=116, geraadpleegd 2 mei 2023.
50. National Atmospheric Emissions Inventory (NAEI UK). *Pollutant Information: PM2.5 (Particulate Matter < 2.5µm)*. Beschikbaar via https://naei.beis.gov.uk/overview/pollutants?pollutant_id=122, geraadpleegd 2 mei 2023.
51. National Atmospheric Emissions Inventory (NAEI UK). *Pollutant Information: PM10 (Particulate Matter < 10µm)* Beschikbaar via https://naei.beis.gov.uk/overview/pollutants?pollutant_id=24, geraadpleegd 2 mei 2023.
52. Emissieregistratie. *Luchtverontreinigende emissies. Emissies van de luchtverontreinigende stoffen per sector*. Beschikbaar via <https://www.emissieregistratie.nl/data/overzichtstabellen-lucht/luchtverontreinigende-emissies>, geraadpleegd 1 mei 2023.
53. B. Onat, U.A. Sahin, en T. Akyuz, *Elemental characterization of PM2.5 and PM1 in dense traffic area in Istanbul, Turkey*. Atmospheric Pollution Research, 2013. **4**(1): p. 101-105.
54. C. Hüglin en S.K. Grange, *Chemical characterisation and source identification of PM10 and PM2.5 in Switzerland*, Empa, Swiss Federal Laboratories for Materials Science and Technology, Air Pollution/Environmental Technology. Contact number: 16.0096.PJ/R152-0739, 2021.
55. A. Panagopoulos, *Study and evaluation of the characteristics of saline wastewater (brine) produced by desalination and industrial plants*. Environmental Science and Pollution Research, 2022. **29**(16): p. 23736-23749.
56. E. Jones, et al., *The state of desalination and brine production: A global outlook*. Science of The Total Environment, 2019. **657**: p. 1343-1356.
57. S. Kulaksiz en M. Bau, *Anthropogenic dissolved and colloid/nanoparticle-bound samarium, lanthanum and gadolinium in the Rhine River and the impending destruction of the natural rare earth element distribution in rivers*. Earth and Planetary Science Letters, 2013. **362**: p. 43-50.
58. V. Balaram, *Rare earth elements: A review of applications, occurrence, exploration, analysis, recycling, and environmental impact*. Geoscience Frontiers, 2019. **10**(4): p. 1285-1303.
59. P. Kulkarni, S. Chellam, en M.P. Fraser, *Lanthanum and lanthanides in atmospheric fine particles and their apportionment to refinery and petrochemical operations in Houston, TX*. Atmospheric Environment, 2006. **40**(3): p. 508-520.
60. P. Kulkarni, S. Chellam, en M.P. Fraser, *Tracking Petroleum Refinery Emission Events Using Lanthanum and Lanthanides as Elemental Markers for PM2.5*. Environmental Science & Technology, 2007. **41**(19): p. 6748-6754.
61. C.S. Dinnissen en M. Hendriksen, *Zout- en kaliuminname in 2020/2021 en trend in inname voor volwassenen in Noord Nederland. Monitoren van de voedingsstatus in het Lifelines cohort*, RIVM-briefrapport 2021-0246, 2022.
62. ICRP, *Doses to the Embryo and Fetus from Intakes of Radionuclides by the Mother*. ICRP Publication 88. Ann. ICRP, 2001. **31**(1-3).

63. C. Dinnissen, et al., *Zeewierconsumptie in Nederland*, RIVM-rapport 2020-0195, 2021.
64. TNO, *Groeidiagram 0-15 maanden; jongens*, in *Vijfde Landelijke Groeistudie*. 2010.
65. TNO, *Groeidiagram 0-15 maanden; meisjes*, in *Vijfde Landelijke Groeistudie*. 2010.
66. TNO, *Groeidiagram 1-21 jaar; jongens*, in *Vijfde Landelijke Groeistudie*. 2010.
67. TNO, *Groeidiagram 1-21 jaar; meisjes*, in *Vijfde Landelijke Groeistudie*. 2010.
68. Voedingcentrum. *Vitamine A*. Beschikbaar via <https://www.voedingcentrum.nl/encyclopedie/vitamine-a.aspx>, geraadpleegd 22 maart 2023.
69. ICRP, *Basic Anatomical and Physiological Data for Use in Radiological Protection Reference Values*. ICRP Publication 89. Ann. ICRP, 2002. **32**(3-4).
70. United States Environmental Protection Agency (US EPA), *Exposure Factors Handbook*, EPA/600/R-090/052F, 2011.
71. International Atomic Energy Agency, *Sediment Distribution Coefficients and Concentration Factors for Biota in the Marine Environment*. IAEA TRS-422, Wenen: IAEA, 2004.
72. International Atomic Energy Agency, *Handbook of Parameter Values for the Prediction of Radionuclide Transfer in Terrestrial and Freshwater Environments*. IAEA TRS-472, Wenen: IAEA, 2010.
73. M.R. Beychok, *Fundamentals of stack gas dispersion*. 3de ed., 1994.
74. C. Jung en D. Schindler, *The role of the power law exponent in wind energy assessment: A global analysis* International Journal of Energy Research, 2021. **45**(6): p. 8484–8496.
75. KNMI, *Uurgegevens van het weer in Nederland (1997-2021)*. 2022, <https://www.knmi.nl/nederland-nu/klimatologie/uurgegevens>.
76. KNMI. *Achtergrondinformatie klimaatdashboard*. Beschikbaar via <https://www.knmi.nl/kennis-en-datacentrum/achtergrond/achtergrondinformatie-klimaatdashboard> geraadpleegd 24 maart 2023.
77. M.P. Scheele en A.A.M. Holtslag, *Handleiding voor het computerprogramma van het Gaussisch pluimmodel met percentiel berekeningen*, KNMI-rapport TR-60, 1985.
78. 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.
79. Kenniscentrum InfoMil. *Invoer normale toepassing ruweidslengte*. 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.
80. Vencomatic Group. *Eten kippen alles?* Beschikbaar via <https://www.vencomaticgroup.com/nl/blog/eten-kippen-alles>, geraadpleegd 2 mei 2023.
81. Eicode. *Vrije uitloop eieren*. Beschikbaar via <https://www.eicode.nl/blog/vrije-uitloopeieren.html>, geraadpleegd 2 mei 2023.

82. Animal Sciences Group / Praktijkonderzoek, *Handboek pluimveehouderij*. Lelystad: 2004.
83. F.R. Leenstra, *Marktkansen voor een combi-kip. Vermarkten van haantjes van legrassen*, Wageningen UR Livestock Research, Rapport 739, 2013.
84. 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.
85. 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.
86. Centraal Bureau voor de Statistiek (CBS). *Fruitteelt; oogst en teeltoppervlakte appels en peren*. Beschikbaar via <https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/84499NED#>, geraadpleegd 11 april 2023.
87. 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.
88. J. Gosselink, et al., *Oudere koeien voor een duurzame houderij*. V-focus, augustus 2008: p. 30-31.
89. The Daily Milk. *Wat eet een koe per dag?* Beschikbaar via <https://thedailymilk.nl/wat-eet-een-koe/>, geraadpleegd 25 januari 2023.
90. 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.
91. 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.
92. 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.
93. Vlees.nl. *Hoeveel vlees komt er van een koe?* Beschikbaar via <https://www.vlees.nl/fag/hoeveel-vlees-komt-er-van-een-koe/>, geraadpleegd 25 januari 2023.
94. M. Bosgoed, *Schapen in de wei: intensief of extensief*. Veehouder & Veearts, april 2021.
95. Praktijkonderzoek Veehouderij, *Handboek Schapenhouderij*. Lelystad: januari 2002.
96. L.H. Staven, et al., *A Compendium of Transfer Factors for Agricultural and Animal Products*, PNNL-13421, 2003.
97. C.F. Baes III, et al., *A Review and Analysis of Parameters for Assessing Transport of Environmentally Released Radionuclides through Agriculture*, ORNL-5786, 1984.
98. C.L. Barnett, et al., *Radionuclide biological half-lives for farm animals*. 2019, NERC Environmental Information Data Centre.
99. ICRP, *Occupational intakes of radionuclides: Part 4. ICRP Publication 141* Ann. ICRP, 2019. **48**(2/3).

100. 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.
101. Sociaal en Cultureel Planbureau, *Tijdsbestedingsonderzoek 2016*. 2021, <https://easy.dans.knaw.nl/ui/datasets/id/easy-dataset:223699>.
102. G. Tacke, et al., *Korteketenproducten in Nederland*, Wageningen, Wageningen Economic Research, Rapport 2021-013, 2021.
103. Kenniscentrum InfoMil. *Nieuw Nationaal Model*. Beschikbaar via <https://www.infomil.nl/onderwerpen/lucht-water/luchtkwaliteit/regelgeving/wet-milieubeheer/beoordelen/koppeling/nieuw-nationaal/>, geraadpleegd 25 april 2023.
104. J.J. Erbrink, *OPS-NNM: een vergelijking op concentraties en deposities*, DNV KEMA Energy & Sustainability 74101249-CES/ECS 13-00013, 2013.
105. Provincie Noord-Holland, *Weergave 2de expertmeeting RIVM-onderzoek naar de herkomst van neergedaald stof en stoffen in de lucht in de IJmond regio*. 31 mei 2022.
106. Anoniem (persoonlijke communicatie aan D. Siegersma), *Jaargegevens van 16 rioolwaterzuiveringsinstallaties*, in *Vragenlijst RIVM / Onderzoek lozingen natuurlijke radioactiviteit*. 2022.
107. Anoniem (persoonlijke communicatie aan Y. Szeto), *Aanvullende vragen naar aanleiding van eerder bezoek*. 2023.
108. G.J. Medema, D. Koot, en A. Brouwer, *Risico van blootstelling aan Legionella op rwzi's*, STOWA 2002-16, 2002.
109. ICRP, *Dose coefficients for external exposures to environmental sources*. ICRP Publication 144. Ann. ICRP, 2020. **49**(2).
110. T. Otto, *Personal dose-equivalent conversion coefficients for 1252 radionuclides* Radiation Protection Dosimetry, 2016. **168**(1): p. 1-70.
111. M. Verheul. *Schutsluis Hengelo, KRW doelstellingen en koolstoffilters*. Beschikbaar via <https://www.deltares.nl/nl/nieuws/schutsluis-hengelo-krw-doelstellingen-en-koolstoffilters/>, geraadpleegd 27 maart 2023.
112. M. Dörrbecker. *De Rijndelta*. Beschikbaar via [https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Map_of_the_annual_average_discharge_of_Rhine_and_Maas_2000-2011_\(NL\).png#file](https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Map_of_the_annual_average_discharge_of_Rhine_and_Maas_2000-2011_(NL).png#file), geraadpleegd 4 maart 2022.
113. Helpdesk Water. *Afvoer*. Beschikbaar via <https://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/waterveiligheid/crisismanagement/begrippen/toelichting/afvoer/>, geraadpleegd 11 april 2023.
114. O. Levelt. *DANK - Gebruik en behoefte aan zoetwater voor diverse functies: Gemiddelde afvoer van en verdeling over Grote rivieren in Nederland (Rijn en Maas)*. Beschikbaar via <https://data.rivm.nl/meta/srv/api/records/90bfb35-a605-4216-b13f-9b9871b8e19c>, geraadpleegd 4 maart 2022.
115. Rijkswaterstaat. *Twentekanaal*. Beschikbaar via <https://www.rijkswaterstaat.nl/water/vaarwegenoverzicht/twentekanalen>, geraadpleegd 11 april 2023.

116. Rijkswaterstaat. *Amsterdam-Rijnkanaal*. Beschikbaar via <https://www.rijkswaterstaat.nl/water/vaarwegenoverzicht/amsterdam-rijnkanaal>, geraadpleegd 11 april 2023.
117. Rijkswaterstaat. *Maas*. Beschikbaar via <https://www.rijkswaterstaat.nl/water/vaarwegenoverzicht/maas>, geraadpleegd 11 april 2023.
118. Rijkswaterstaat. *IJssel*. Beschikbaar via <https://www.rijkswaterstaat.nl/water/vaarwegenoverzicht/ijssel>, geraadpleegd 11 april 2023.
119. Rijkswaterstaat. *Waal*. Beschikbaar via <https://www.rijkswaterstaat.nl/water/vaarwegenoverzicht/waal>, geraadpleegd 11 april 2023.
120. Twente Board. *Port of Twente*. Beschikbaar via <https://twente.com/organisaties/port-of-twente-1>, geraadpleegd 12 april 2023.
121. L. Lieveense, *Nieuw dwarsprofiel voor het Amsterdam-Rijnkanaal*, Afstudeerverslag TU-Delft (Faculteit Civiele Techniek), 2010.
122. N. Asselman, et al., *Het Verhaal van de Maas*, 2018.
123. M. van Dinther, *Met binnenvaartschipper over extreem lage IJssel: 'Oei, nog maar 80 centimeter diepgang!'*, in *De Volkskrant*. 3 januari 2017.
124. *Diepgang Waal moet weer op peil*, in *Binnenvaartkrant*. 29 januari 2019.
125. J.A. Warrick, *Eel River margin source-to-sink sediment budgets: Revisited*. *Marine Geology*, 2014. **351**: p. 25-37.
126. E.S. van der Meulen, et al., *De invloed van inundatieduur en -frequentie op de bodemkwaliteit langs de Dommel*, Deltares 0912-0067, 2009.
127. G. Zwolsman, E. Wijma, en A. Doomen, *Modellering van de dynamiek van zwevend stof in de Maas*. H2O, 2005. **12**.
128. Internationale Commissie ter Bescherming van de Rijn. *Sediment*. Beschikbaar via <https://www.iksr.org/nl/themas/waterkwaliteit/oppervlaktewater/sediment>, geraadpleegd 27 maart 2023.
129. Vewin. *Sector in beeld*. Beschikbaar via <https://www.vewin.nl/sector-in-beeld/Paginas/default.aspx>, geraadpleegd 29 maart 2023.
130. Atlas Natuurlijk Kapitaal. *Drinkwater*. Beschikbaar via <https://www.atlasnatuurlijkkapitaal.nl/natuurlijk-kapitaal/drinkwater>, geraadpleegd 29 maart 2023.
131. J. Roelsma, H. Wanningen, en F.J.E. van der Bolt, *Systeemverkenning Drentse Aa*, Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 967. Reeks Monitoring Stroomgebieden 2-I, 2004.
132. RIVM, *Consumptie van vis en schaal- en schelpdieren*, Front Office voedsel- en productveiligheid, 09-04-2019.
133. R.W. van der Meer, *Watergebruik in de land- en tuinbouw: 2017 en 2018*, Wageningen, Wageningen Economic Research, Nota 2020-030, 2020.
134. M. van Raalte, *Oog voor drinkwaterkwaliteit*. Herkauwer, 2014(februari): p. 12-13.
135. WFSR en RIVM, *Beoordeling van de consumptie van wildernisvlees in Nederland*, Front Office voedsel- en productveiligheid. Projectnummer V/093130, 29-10-2021.

136. Natura2000. *Westerschelde & Saeftinghe*. Beschikbaar via <https://www.natura2000.nl/gebieden/zeeland/westerschelde-saeftinghe>, geraadpleegd 19 april 2023.
137. Rijkswaterstaat. *Westerschelde*. Beschikbaar via <https://www.rijkswaterstaat.nl/water/vaarwegenoverzicht/westerschelde>, geraadpleegd 19 april 2023.
138. Ministerie van Verkeer en Waterstaat/Rijkswaterstaat directie Noordzee, *Noordzee-atlas, deel 1*, 2004.
139. A. van der Knijff, et al., *Verduurzaming voedselproductie. Inzicht in productie, import, export en consumptie van voedsel*, LEI-nota 11-085, 2011.
140. 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.
141. Nederlands Mosselbureau. *Over de mossel*. Beschikbaar via <https://www.mosselen.nl/nl/mosselinfo/over-de-mossel/>, geraadpleegd 19 april 2023.
142. 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.
143. 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.

A Bijlage algemene parameters en aannames

A.1 Selectie van primordiale radionucliden

Zoals beschreven in paragraaf 2.1 zijn in beginsel alle primordiale radionucliden beschouwd. Dit zijn nucliden die radioactief zijn (er is een halveringstijd bekend [15]) en van nature voorkomen in aardse materialen (de abundantie is >0 [16]). Van de 44 primordiale radionucliden zijn er 38 niet meegenomen in het onderzoek. Deze radionucliden zijn gegeven in Tabel A.1, met daarbij de reden waarom ze niet zijn meegenomen.

Tabel A.1 Primordiale radionucliden die niet zijn meegenomen in het onderzoek.

Reden niet meegenomen	Radionucliden
Geen bekende radiotoxiciteit voor ingestie of inhalatie	Ca-48, V-50, Cr-50, Zn-70, Se-82, Zr-96, Mo-100, Cd-116, Te-128, Te-130, Xe-124, Xe-134, Xe-136, Ba-132, Ce-138, Ce-142, Nd-144, Nd-150, Sm-148, Eu-151, Hf-174, Ta-180m, W-180, W-183, Os-184, Os-186, Pt-190, Pb-204, Bi-209
Al opgenomen in Tabel C van het Bbs	Th-232, Pa-231, U-234, U-235, U-238
Effectieve jaardosis in de orde van 1 microsievert is niet realistisch	Cd-113, In-115, Te-123, Re-187

A.2 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 A.2) [13, 18]. Voor blootstelling op een rioolwaterzuiveringsinstallatie gebruiken we overigens andere DCC's (Tabel C.1), omdat het daar om werknemers gaat.

Tabel A.2 Dosisconversiecoëfficiënten voor ingestie en inhalatie door leden van de bevolking. Deze zijn gebruikt voor dosisberekeningen aan waterlopen, zee en lucht.

Radio-nuclide	Volwassene		10-jarige		1-jarige	
	e_{inh} [Sv/Bq]	e_{ing} [Sv/Bq]	e_{inh} [Sv/Bq]	e_{ing} [Sv/Bq]	e_{inh} [Sv/Bq]	e_{ing} [Sv/Bq]
C-14	$6,2 \times 10^{-12}$	0	$8,9 \times 10^{-12}$	0	$1,9 \times 10^{-11}$	0
K-40	$2,1 \times 10^{-9}$	$6,2 \times 10^{-9}$	$4,5 \times 10^{-9}$	$1,3 \times 10^{-8}$	$1,7 \times 10^{-8}$	$4,2 \times 10^{-8}$
Rb-87	$5,0 \times 10^{-10}$	$1,5 \times 10^{-9}$	$1,1 \times 10^{-9}$	$3,1 \times 10^{-9}$	$4,1 \times 10^{-9}$	$1,0 \times 10^{-8}$
La-138	$1,5 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{-9}$	$1,8 \times 10^{-7}$	$1,9 \times 10^{-9}$	$3,5 \times 10^{-7}$	$4,6 \times 10^{-9}$
Sm-147	$9,6 \times 10^{-6}$	$4,9 \times 10^{-8}$	$1,1 \times 10^{-5}$	$6,4 \times 10^{-8}$	$2,3 \times 10^{-5}$	$1,4 \times 10^{-7}$
Gd-152	$1,9 \times 10^{-5}$	$4,1 \times 10^{-8}$	$2,4 \times 10^{-5}$	$5,3 \times 10^{-8}$	$5,4 \times 10^{-5}$	$1,2 \times 10^{-7}$
Lu-176	$7,0 \times 10^{-8}$	$1,8 \times 10^{-9}$	$7,8 \times 10^{-8}$	$3,5 \times 10^{-9}$	$1,7 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{-8}$

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' [13]. Waar deze niet beschikbaar was, is de hoogste waarde geselecteerd. Voor C-14 zijn de DCC's geselecteerd die passen bij het gas CO₂ [18].

Voor ingestie gebruiken we ook voor K-40 de voorgeschreven DCC [18]. Deze DCC is alleen van toepassing op kleine hoeveelheden, omdat de hoeveelheid kalium in het menselijk lichaam vrijwel constant wordt gehouden (homeostase). Als iemand grote hoeveelheden kalium inneemt, leidt dat dus niet automatisch tot een hoge effectieve volgdosis. Daarentegen gaat het in dit onderzoek om kleine hoeveelheden. Het dosiscriterium dat in dit onderzoek wordt gebruikt is 10 microsievert per jaar. Als deze dosis volledig toe wordt gekend aan ingestie van kalium, komt dat overeen met een inname van 140 milligram natuurlijk kalium per dag. Dit komt boven op de 3000 à 5000 milligram per dag die mensen al binnenkrijgen uit voedsel [61]. De toevoeging van 140 milligram boven op het bestaande dieet lijkt daarmee voldoende klein om aan te nemen dat de DCC – onder de omstandigheden van dit onderzoek – valide is.

De ingestie-DCC van C-14 is, in afwijking van de voorgeschreven waarde, op nul gezet. Het koolstofmodel van PC-CREAM 08 gaat namelijk uit van een lozing met puur C-14. Het model rekent voor C-14 uit wat de concentratie C-14 is op een gegeven receptorlocatie, en vergelijkt dit met een vaste waarde C-12 (stabiel koolstof). Hiermee berekent het de verhouding C-14/C-12 op iedere locatie. Deze verhouding komt vervolgens in alle voedselproducten terecht die daar verbouwd worden. Dat is in onze context – natuurlijke radionucliden – incorrect, omdat niet alleen C-14 maar ook C-12 wordt geloosd. De verhouding hiertussen is de natuurlijke verhouding. Er komt op een locatie dus weliswaar meer C-14 in de lucht, maar ook evenredig meer C-12. De concentratie in voedsel is hierdoor ongewijzigd.

We nemen een embryo/foetus niet apart mee als blootgestelde persoon. Als van een radionuclide bekend zou zijn dat inname ervan tot relatief hoge doses zou leiden bij een foetus of zuigeling, zou deze blootstelling

apart moeten worden berekend [26]. Het gaat dan met name om elementen die wij in dit onderzoek niet beschouwen (fosfor en aardalkalimetalen) [26]. Het enige radionuclide dat wij beschouwen en waarvoor DCC's gegeven zijn voor een embryo/foetus, is C-14 [62]. Doses ten gevolge van ingestie van C-14 laten we al buiten beschouwing (zie hierboven). De DCC voor inhalatie van C-14 voor een embryo/foetus is 94% van die van de moeder. Het lijkt daarmee afdoende om in dit onderzoek het embryo en de foetus niet expliciet mee te nemen in de berekeningen.

De gekozen aanpak voor de dosisconversiecoëfficiënten voor ingestie wijkt af van DOVIS-A, die waarden voor volwassen mannen voorschrijft [14].

A.3 Ingestietempo

De consumptie van voedsel en drinken (Tabel A.3) is zo veel mogelijk bepaald op basis van de Voedselconsumptiepeiling van 2012-2016 [45]. 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 [63]. Om hieruit de consumptie van 1- en 10-jarigen af te leiden, is gebruikgemaakt van groeidiagrammen [64-67].

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 [68] volledig uit runderlever probeert te halen.

Tabel A.3 Consumptie van voedsel voor drie leeftijdscategorieën (1-jarige, 10-jarige, volwassene) en twee statistieken (gemiddelde en 95^{ste} 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	$2,9 \times 10^{-1}$	$0,0 \times 10^0$

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

A.4 Ademvolumetempo

In het ademvolumetempo van mensen maken we onderscheid in de drie leeftijdsgroepen en vier toepassingen (Tabel A.4). De ademvolumetempo's zijn gemiddeld over de seksen.

Tabel A.4 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	$7,4 \times 10^3$	$9,0 \times 10^3$	$1,2 \times 10^4$	$2,5 \times 10^4$
10-jarige	$5,5 \times 10^3$	$6,1 \times 10^3$	$9,6 \times 10^3$	-
1-jarige	$1,9 \times 10^3$	$4,7 \times 10^3$	-	-

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 [69].

Het verhoogde ademvolumetempo voor de langere perioden is afkomstig uit het Amerikaanse *Exposure Factors Handbook* [70]. De drie leeftijdsgroepen zijn gebaseerd op data over personen van 16-21 jaar, 6-11 jaar en 1-2 jaar.

De ademvolumetempo's voor lichte en zware werkzaamheden [69] 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 [14].

A.5 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:

- Voor kalium en rubidium kan worden aangesloten bij waarden voor andere alkalimetalen (natrium en cesium).
- Voor lanthaan, samarium, gadolinium en lutetium kan worden aangesloten bij waarden voor andere lanthaniden (cerium, praseodymium, neodymium, promethium, europium, terbium, dysprosium, holmium, erbium, thulium en ytterbium).

Deze aanpak wordt ook in de literatuur gebruikt bij het opstellen van tabellen met dergelijke parameters (bijvoorbeeld in IAEA TRS-422 [71]). 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 [72].

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

B Bijlage modellering van lozingen naar lucht

B.1 Lozingsscenario's lucht

De lozingsscenario's zijn gebaseerd op de Emissieregistratie van 2018 [19]. Deze lozingen zijn gefilterd op basis van hun SBI-code en stofnaam. Welke SBI-codes mogelijk relevant zijn, hebben we bepaald aan de hand van de vraag welke grondstoffen mogelijk relevant zijn. De geselecteerde SBI-codes hebben bijvoorbeeld betrekking op de winning van grondstoffen (zoals fossiele brandstoffen of delfstoffen), de vervaardiging van producten (zoals keramische producten), de productie van elektriciteit, en laad-, los- en overslagactiviteiten. Als het niet onaannemelijk was dat relevante stoffen bij een bepaalde SBI-code voorhanden zouden zijn of geloosd zouden worden, is deze code meegenomen. Emissies kleiner dan 1 g/jaar hebben we buiten beschouwing gelaten.

De mogelijk relevante grondstoffen zijn 'vertaald' naar stofnamen zoals de Emissieregistratie die hanteert. Dit zijn totaal stof (TSP), fijnstof (PM10), fijnstof (PM2,5), chloriden, fluorverbindingen anorganisch (als F), cyaniden en P totaal. Stofnamen die alleen relevant zijn als zij geloosd worden door een biomassacentrale: koolstofmonoxide, koolstofdioxide, elementair koolstof (EC2.5), totaal organisch koolstof. Emissies van koolstof door niet-biomassa stokende centrales hebben we buiten beschouwing gelaten, omdat die koolstof al lange tijd van de koolstofcyclus is afgesloten en daardoor geen C-14 meer bevat.

Uit alle resterende lozingen naar lucht hebben we de unieke lozingspunten bepaald (sommige lozingspunten lozen meerdere stoffen tegelijkertijd). Deze lozingspunten zijn gerangschikt op fysieke hoogte. Hieruit zijn het 5^{de}, 25^{ste}, 50^{ste}, 75^{ste} en 95^{ste} percentiel genomen om de variatie in hoogte te representeren. Voor ieder van deze vijf hoogtes is een groep lozingspunten geselecteerd met vergelijkbare hoogtes; binnen deze groepen zijn de lozingspunten gerangschikt op warmte-inhoud; en hieruit zijn het 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentiel genomen om de variatie in warmte-inhoud te representeren.

Van alle combinaties van fysieke hoogte, warmte-inhoud en Pasquill-klassen hebben we de effectieve lozingshoogte berekend. Om de pluimstijging te berekenen zijn Briggs-vergelijkingen gebruikt [73]. Hierbij is rekening gehouden met correcties voor de hoogte-afhankelijkheid van de windsnelheid [74]. Dit resulteerde in een veelvoud van effectieve hoogtes, die echter vaak een behoorlijke overlap hadden. Verder heeft PLUME als modelbeperking dat de effectieve lozingshoogte maximaal 100 m is. Alle mogelijke effectieve hoogtes waren hierdoor terug te brengen tot een vijftal representatieve lozingsscenario's (Tabel 2.2).

Voor ieder lozingsscenario zijn enkele voorbeelden gegeven van sectoren die lozen op vergelijkbare effectieve hoogte (Tabel B.1). Daarmee is overigens niet gezegd dat zij ook radioactieve stoffen lozen.

Tabel B.1 Lozingsscenario's naar lucht, met de effectieve lozingshoogte en enkele voorbeelden van industriële sectoren die lozen op vergelijkbare hoogtes.

Nr.	h_{eff} [m]	Voorbeelden
L1	0	Afvalwaterinzameling en -behandeling. Vervaardiging van kunststof in primaire vorm, keramische producten voor de bouw (geen tegels en plavuizen).
L2	2	Vervaardiging van ferro-legeringen, ijzer, petrochemische producten, staal. Laad-, los- en overslagactiviteiten voor zeevaart.
L3	20	Behandeling van onschadelijk afval. Gieten van ijzer. Vervaardiging van kunststof in primaire vorm. Laad-, los- en overslagactiviteiten voor zeevaart en niet voor zeevaart. Vervaardiging van ferro-legeringen, ijzer, lood, overige anorganische basischemicaliën, staal, tin en zink.
L4	50	Vervaardiging van ferro-legeringen, ijzer, keramische producten voor de bouw (geen tegels en plavuizen), koper, kunststof in primaire vorm, petrochemische producten en staal. Productie van elektriciteit door thermische, kern- en warmtekrachtcentrales. Aardolieraffinage.
L5	90	Vervaardiging van ferro-legeringen, ijzer, kunststof in primaire vorm, petrochemische producten en staal. Aardolieraffinage. Behandeling van onschadelijk afval. Productie van elektriciteit door thermische, kern- en warmtekrachtcentrales, en windenergie.

B.2 Verspreidingsmodellering

PC-CREAM 08 heeft vier deelmodellen die gezamenlijk de verspreiding van radionucliden na luchtlozingen beschrijven. In deze sectie 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.

B.2.1 Luchtverspreiding (PLUME)

Het luchtverspreidingsmodel van PC-CREAM 08 (PLUME) heeft effectieve hoogtes nodig waarop de lozing plaatsvindt. Deze zijn in Bijlage B.1 beschreven.

PLUME heeft verder een relatieve frequentietabel nodig die beschrijft hoe vaak bepaalde weersomstandigheden voorkomen. We gebruiken hiervoor acht windrichtingen en acht stabiliteitsklassen (Pasquill-classes A-F, C met regen, D met regen), en baseren de frequenties op Nederlandse weersomstandigheden (Tabel B.2). De frequentietabel is gebaseerd op waarnemingen van het KNMI, met een resolutie van één uur [75]. Hieruit zijn de – op het moment van schrijven – 25 meest

recente jaren gekozen (1997-2021). Uit de beschikbare stations, zijn er vijf gekozen (De Kooy bij Den Helder, Eelde bij Groningen, De Bilt, Vlissingen en Maastricht) als representatie van Nederland, analoog aan het KNMI [76]. Van deze waarnemingen is telkens de windrichting afgelezen en de stabiliteitsklasse (A-F) bepaald [77]. Waarnemingen met stabiliteitsklassen C-D en neerslag zijn ingedeeld in stabiliteitsklassen 'C regen' en 'D regen'.

Tabel B.2 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	0,4%	0,4%	0,3%	0,3%	0,5%	0,6%	0,4%	0,5%
B	0,8%	1,1%	0,7%	0,8%	1,2%	1,1%	0,5%	0,8%
C	0,9%	1,0%	0,4%	0,5%	0,7%	0,7%	0,2%	0,5%
D	14,7%	9,7%	4,5%	4,4%	4,9%	5,0%	3,2%	10,6%
E	0,9%	0,5%	0,3%	0,5%	1,0%	0,9%	0,3%	1,0%
F	1,2%	1,1%	0,9%	1,2%	1,5%	1,7%	1,1%	1,9%
C regen	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%
D regen	3,5%	2,3%	1,1%	0,8%	0,4%	0,5%	0,6%	2,4%

Welke windsnelheid bij een bepaalde stabiliteitsklasse hoort (Tabel B.3), 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 B.3 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 depositie van C-14 is 0, omdat aangenomen is dat deze lozing bestaat uit het gas CO₂. De overige radionucliden 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 µm [30]. Dit lijkt een redelijke aanname voor grotere hoogtes, waar

verhoudingsgewijs veel PM_{2,5} wordt geloosd [19]. Op lagere hoogtes worden daarentegen meer grotere deeltjes geloosd [19]. De gekozen deeltjesgrootte sluit redelijk aan op DOVIS-A, die bij het modelleren van depositie 'middelfijn stof' voorschrijft [14]. Deze categorie stof bestaat uit deeltjes met een diameter kleiner dan 1 µm (53 massaprocent), 1-2,5 µm (16%), 2,5-4 µm (12%), 4-10 µm (12%), 10-20 µm (4%) en groter dan 20 µm (3%) [44]. De *washout*-coëfficiënt komt redelijk overeen met de gehanteerde waarde in het luchtverspreidingsmodel NPK-Puff, dat het RIVM gebruikt bij stralingsincidenten [78].

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 (stads-kern) [79]. We nemen de standaard-ruwheidslengte uit PLUME over van 0,3 m, wat overeenkomt met een ruwe tot zeer ruwe omgeving [79].

B.2.2 *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.

B.2.3 *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) [14]. 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) [14].

De parameters die de migratie van radionucliden in de bodem beschrijven kunnen niet door de gebruiker worden gewijzigd.

B.2.4 *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 meegenomen*). Het eindpunt van de berekeningen in FARMLAND is de activiteitsconcentratie in verschillende

* 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.

voedselproducten. De gemodelleerde planten en dieren zijn beschreven in Bijlage B.2.4.1. Daarnaast zijn er drie soorten invoerparameters:

- plantaafhankelijke parameters, gegeven in Bijlage B.2.4.2;
- dierafhankelijke parameters, gegeven in Bijlage B.2.4.3;
- elementafhankelijke parameters, gegeven in Bijlage B.2.4.4.

B.2.4.1 Gemodelleerde planten en dieren

FARMLAND bevat, voor de beschouwde nucliden, één generiek plantenmodel en één generiek dierenmodel*. 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 A.3).

Een uitzondering hierop is de categorie *sheep*: in Nederland wordt weinig schapenvlees gegeten maar juist veel kip (30 keer meer dan schapenvlees [45]). 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 [80-82], 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 Bijlagen B.2.4.3 en B.2.4.4. 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 [72], de slachtleeftijd is 0,17 jaar en het gewicht is 2,5 kg [83]. 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). In de testberekeningen hebben we hiervoor gecorrigeerd.

B.2.4.2 Plantaafhankelijke invoerparameters

De plantaafhankelijke invoerparameters zijn gegeven in Tabel B.4. Dit zijn onder andere parameters die de interceptie of verwerking ('*weathering*') van radionucliden op gewassen beschrijven, maar ook

* Voor strontium, cesium, jodium en de transuranen wordt in FARMLAND een ander (en complexer) metabool model gebruikt voor dieren.

parameters die de landbouwpraktijken zelf beschrijven. Deze zijn zo veel mogelijk in lijn gebracht met de Nederlandse praktijk.

Tabel B.4 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* [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 [14] 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 [84]);*
- *grain (gerst, rogge en haver, periode 2000 en 2021 [85] en graan [14]);*
- *root vegetables (aardappelen, suikerbieten en uien [85] en knol- en wortelgewassen [14]); en*

* Uit de documentatie van PC-CREAM 08 [30] blijkt dat de opbrengst van *pasture* moet worden ingevoerd als drooggewicht.

- *fruit (appelrassen totaal en perenrassen totaal, periode 1997-2021 [86]).*

De opbrengst van *pasture* is afkomstig van onderzoek van Wageningen University & Research [87].

De waarden voor de *interception factor* zijn aangepast. Deze parameter hangt af van de opbrengst en de zogenaamde *uptake coefficient* (eenheid: m²/kg), zoals beschreven in de documentatie voor FARMLAND [36]. Voor deze *uptake coefficient* nemen we wel de standaardwaarden uit FARMLAND, omdat deze redelijk overeenkomen met waarden uit IAEA SRS-19 (tabel VII) [27].

We gebruiken drooggewichten (*dry weight*) afkomstig uit IAEA TRS-472 (tabel 62) [72]. Verder hebben we de dichtheid van de grond aangepast naar 1,25 g/cm³ 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) [27] en IAEA TRS-472 (tabel 6) [72]. Dit geldt ook voor de waarde voor *soil contamination* [27]. 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.

B.2.4.3

Dierafhankelijke invoerparameters

De dierafhankelijke invoerparameters, gegeven in Tabel B.5, 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 B.5 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 × 10 ⁻³	1,0 × 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 [14] en de gemiddelde leeftijd van een koe [88]). Voor de consumptie van gras [89], dichtheid van de begrazing [90], melkproductie [91, 92] en massa van het karkas [93] 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 [94]. De standaardwaarde uit FARMLAND voor de consumptie van gras [95] lijkt goed overeen te komen met de Nederlandse waarde.

B.2.4.4 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 B.6) en voor de diermodellen (Tabel B.7 en Tabel B.8).

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 [72], eventueel voor elementen met vergelijkbare chemische eigenschappen (zoals beschreven in Bijlage A.5). Wanneer in IAEA TRS-472 geen waarde beschikbaar was, hebben we gekeken naar andere publicaties, zoals rapportages van Pacific Northwest National Laboratory (rapport PNNL-13421 [96]), Oak Ridge National Laboratory (rapport ORNL-5786 [97]) en DOVIS-A [14].

Tabel B.6 Gebruikte elementspecifieke invoerparameters voor planten.

Nuclide	Concentration ratio [Bq/kg versgewicht plant per Bq/kg drooggewicht grond]					Mobility
	Green	Grain	Pasture	Root	Fruit	
K-40	$1,0 \times 10^{-1}$	$6,5 \times 10^{-1}$	$1,8 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-1}$	$8,3 \times 10^{-2}$	Mobile
Rb-87	$5,0 \times 10^{-2}$	$7,9 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-1}$	$1,7 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-1}$	Mobile
La-138	$4,6 \times 10^{-4}$	$1,8 \times 10^{-5}$	$4,8 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-4}$	$3,0 \times 10^{-3}$	Semi-mobile
Sm-147	$4,8 \times 10^{-4}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	Semi-mobile
Gd-152	$4,8 \times 10^{-4}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	Semi-mobile
Lu-176	$4,8 \times 10^{-4}$	$2,7 \times 10^{-3}$	$4,7 \times 10^{-2}$	$1,1 \times 10^{-3}$	$3,0 \times 10^{-3}$	Semi-mobile

Tabel B.7 Gebruikte elementafhankelijke parameters voor dieren (transferfactoren, in Bq/kg dierlijk product per Bq/d inname).

Nuclide	Cow			Sheep	
	Milk	Meat	Liver	Meat	Liver
K-40	$7,0 \times 10^{-3}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$2,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-1}$
Rb-87	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-2}$	$1,0 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-1}$
La-138	$2,0 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^0$
Sm-147	$2,0 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^0$
Gd-152	$2,0 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^0$
Lu-176	$2,0 \times 10^{-5}$	$1,3 \times 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^{-2}$	$5,0 \times 10^0$

Tabel B.8 Gebruikte elementafhankelijke parameters voor dieren (overige parameters).

Nuclide	Biological half-life [jaar]		Fraction inhaled/ingested
	Meat	Liver	
K-40	0,1	0,1	$3,48 \times 10^{-1}$
Rb-87	0,1	0,1	$3,48 \times 10^{-1}$
La-138	10	10	$1,79 \times 10^2$
Sm-147	10	10	$1,79 \times 10^2$
Gd-152	10	10	$1,79 \times 10^2$
Lu-176	10	10	$2,37 \times 10^1$

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. Voor lanthaan was in alle gevallen een waarde beschikbaar in IAEA TRS-472. Voor rubidium was geen waarde beschikbaar voor *pasture*; de gebruikte waarde is daarom afkomstig uit PC-CREAM 08. Deze waarde heeft dezelfde orde van grootte als de waarde gegeven in IAEA TRS-472 voor de chemisch vergelijkbare elementen cesium en kalium. Voor kalium was geen waarde beschikbaar voor *root vegetables*; de gebruikte waarde is daarom afkomstig uit ORNL-5786 en PNNL-13421. Voor samarium, gadolinium en lutetium zijn we uitgegaan van de mediaan van alle in IAEA TRS-472 beschikbare waarden voor lanthaniden. Dit waren in de meeste gevallen cerium en lanthaan, en in het geval van *grain* en *root vegetables* ook promethium.

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 B.4.

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 voor rubidium en lanthaan, en de mediaan van de waarden van alle beschikbare lanthaniden (lanthaan, cerium, praseodymium, promethium, europium) voor de overige drie lanthaniden. Voor kalium was geen waarde beschikbaar in PC-CREAM 08, we zijn daarom uitgegaan van de waarde uit ORNL-5786 en PNNL-13421. De gebruikte waarde voor rubidium heeft dezelfde orde van grootte als de waarde uit PNNL-13421, en de waarde gebruikt voor de vier lanthaniden komt goed overeen met de waarden voor lanthaniden in PNNL-13421 en DOVIS-A.

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 B.4).

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 rubidium en lanthaan zijn in FARMLAND standaardwaarden beschikbaar voor de *mobility*. Voor de overige drie lanthaniden kiezen wij de optie *semi-mobile*, en voor kalium kiezen wij de optie *mobile*, om zo aan te sluiten bij de standaardwaarden voor respectievelijk lanthaan en rubidium.

Dieren

Voor dieren zijn drie soorten elementspecifieke parameters: de *transfer factor* geeft de verhouding tussen de activiteitsconcentratie in vlees/melk/liver 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 lanthaniden de waarde voor lanthaniden uit IAEA TRS-472. Voor kalium nemen we de waarde uit ORNL-5786, PNNL-13421 en DOVIS-A (deze drie publicaties geven dezelfde waarde). Voor rubidium nemen we de standaardwaarde uit FARMLAND. Deze heeft dezelfde orde van grootte als de waarde voor cesium en natrium uit IAEA TRS-472.

Voor de *transfer factor* naar *cow - milk* nemen wij voor alle lanthaniden de mediaan van de waarden van de lanthaniden lanthaan, cerium, praseodymium, promethium en europium uit FARMLAND. Deze waarde is gelijk aan de waarde voor cerium uit IAEA TRS-472. Voor kalium nemen we de waarde uit ORNL-5786 en DOVIS-A. Voor rubidium nemen we de standaardwaarde uit FARMLAND. Deze heeft dezelfde orde van grootte als de waarde voor cesium en natrium uit IAEA TRS-472.

Voor de *transfer factor* naar *sheep - meat* nemen wij voor alle lanthaniden de mediaan van de waarden van de lanthaniden lanthaan, cerium, praseodymium, promethium en europium uit FARMLAND. Voor

rubidium nemen we de standaardwaarde uit FARMLAND. Deze heeft dezelfde orde van grootte als de waarden voor cesium en natrium uit IAEA TRS-472. Bij gebrek aan specifieke informatie over kalium nemen we deze waarde ook over voor kalium.

We hebben weinig informatie gevonden over de opname van radionucliden door de lever bij koeien en schapen. Voor rubidium nemen we de standaardwaarde uit FARMLAND over. Voor kalium sluiten we hierbij aan. Voor de lanthaniden nemen we voor *liver* een 100 maal hogere *transfer factor* dan voor *meat*, gebaseerd op de standaardwaarden voor lanthaan en cerium (respectievelijk factor 40 en factor 200 verschil tussen *liver* en *meat*). Dit is in overeenstemming met informatie uit IAEA TRS-472: daar is beschreven dat lanthaniden accumuleren in de lever waardoor de activiteitsconcentratie daar een orde van grootte of meer hoger kan zijn dan in vlees.

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 [30].

Voor rubidium en lanthaan zijn in FARMLAND standaardwaarden voor de *biological half-life* gegeven. Deze hebben we overgenomen. Voor de overige lanthaniden wordt de waarde van lanthaan gebruikt. Voor kalium sluiten we aan bij rubidium. We hebben ook andere waarden gevonden voor de biologische halveringstijd: een dataset van Barnett et al. [98] geeft waarden die variëren van enkele dagen tot circa 6 jaar voor Ce-144 en Ce-139 in schapen en koeien. ICRP-141 geeft een vergelijkbare spreiding voor de lanthaniden lanthaan, cerium, europium en gadolinium [99]. De waarde 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.

B.3 Blootstellingsscenario's

De blootstellingsscenario's voor lozingen naar lucht zijn samengevat in Tabel 2.4. De gebruikte parameters worden hieronder uitgewerkt.

B.3.1 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.

B.3.2 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 B.9).

Tabel B.9 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 (95^{ste} percentiel).

	Gemiddeld	P95
Volwassene	20%	30%
10-jarige	14%	24%
1-jarige	6%	16%

De gemiddelde fracties buiten zijn afkomstig uit het Amerikaanse Exposure Factors Handbook [70]. De gemiddelde fractie voor 10-jarigen komt zeer goed overeen met die van Duitse kinderen van 9-11 jaar (15%) [100].

De fractie buiten voor 10-jarigen die bovengemiddeld veel buiten komen, is afkomstig uit onderzoek naar Duitse kinderen van 9-11 jaar [100]. Op basis van dit onderzoek 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 [101]. 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, vergelijkbaar met 10-jarigen, deze tien procentpunt ook toe op 1-jarigen en volwassenen.

Binnenshuis zijn mensen gedeeltelijk afgeschermd van externe straling vanuit de pluim en gedeponeerde activiteit. Ze ontvangen daarom een lagere dosis 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 activiteitenconcentratie binnen gelijk is aan buiten. Gezien de korte dracht van bètastraling wordt daarom geen effect van afscherming meegenomen.

B.3.3 *Ademvolumetempo*

Voor het gemiddelde en verhoogde ademvolumetempo verwijzen we naar Tabel A.4. Het verhoogde ademvolumetempo is langdurig verhoogd.

B.3.4 *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 [102]. 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 combinaties* 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 [14], 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 [14], maar is die fractie in dit onderzoek ofwel 100% (als het een belangrijke blootstellingsroute blijkt te zijn) ofwel 0,5%.

B.3.5 *Consumptie*

De gemiddelde en verhoogde consumptie van iedere voedselcategorie is gegeven in Tabel A.3. 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 combinaties[†]. 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. Omdat alle radionucliden in ons onderzoek langlevend zijn, is verval tijdens deze tijd voor ons niet relevant. We nemen daarom de standaardwaarden die PC-CREAM 08 geeft voor de *delay time* over.

B.3.6 *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.

We plaatsen de kandidaten telkens ten noordoosten van het lozingspunt. In verkennende berekeningen, waarbij personen op afstanden van

* Twee voedselcategorieën kiezen uit tien opties betekent $(10 \times 10 - 10) / 2 = 45$ unieke combinaties.

† Twee voedselcategorieën kiezen uit tien opties betekent $(10 \times 10 - 10) / 2 = 45$ unieke combinaties.

100 en 1000 meter werden geplaatst ten noorden, noordoosten, ... en noordwesten van het lozingspunt, werden de hoogste doses namelijk telkens ten noordoosten van het lozingspunt gevonden.

De kandidaten staan ten opzichte van het lozingspunt op zestien verschillende afstanden: 100, 200, 300, 400, 500, 600, 700, 800, 900, 1000, 2000, 3000, 4000, 6000, 8000 en 10.000 meter. Over het algemeen bevinden kandidaten zich op een minimale afstand van 100 meter; dit is een randvoorwaarde uit het luchtverspreidingsmodel.

In één blootstellingsscenario (B4) bevinden de kandidaten zich op minimaal 1000 meter van het lozingspunt. Deze kandidaten consumeren voedsel dat voor een relatief groot deel afkomstig is uit de lokale omgeving. Omdat het model aanneemt dat de productie van voedsel plaatsvindt op de locatie waar de kandidaat is, en omdat een akker of weiland enige omvang nodig heeft, hebben we deze kandidaten op een wat grotere afstand geplaatst.

B.4 Vergelijking PLUME en OPS

In dit onderzoek is de verspreiding van geloosde stoffen in lucht gemodelleerd met PLUME, een onderdeel van PC-CREAM 08. Het onderzoek uit 1999 waar de huidige Tabel C op gebaseerd is, gebruikte Operationele Prioritaire Stoffen (OPS) om luchtverspreiding te modelleren [5]. OPS zelf is in de loop der jaren ook gewijzigd. Om inzichtelijk te maken wat de invloed is van modelkeuze, hebben we berekeningen gedaan met PLUME en een recente versie van OPS [44]. De invloed van wijzigingen in OPS zelf is dus buiten beschouwing gelaten.

In beide modellen hebben we gegevens over het weer ingevoerd die gebaseerd zijn op de jaren 2005-2014, en gemiddeld over heel Europees Nederland. De lozing vindt plaats met een constant tempo, op 10 meter hoogte, met een warmte-inhoud 0. Rondom het lozingspunt zijn 16 receptoren gedefinieerd, op 8 hoeken ($\theta = 0, 45, \dots, 315$ graden ten opzichte van het noorden) en 2 afstanden ($r = 100, 1000$ m). De ruwheidslengte is 0,3 meter. Met de modellen worden dezelfde twee eindpunten geëvalueerd: de gemiddelde concentratie in lucht en de gemiddelde depositie naar de grond. Omdat de modellen andere grootheden lozen (activiteit versus massa) worden de eindpunten genormeerd op het emissietempo. Op basis van de genormeerde eindpunten kan een vergelijking tussen de modellen worden gemaakt.

In PLUME bestaat de lozing uit K-40, met een emissietempo van 10^6 Bq/jaar. De effectieve lozingshoogte is 10 meter, omdat er geen warmte-inhoud is. De parameters die natte (1×10^{-3} m/s) en droge (1×10^{-4} s⁻¹) depositie beschrijven, komen overeen met die voor deeltjes met een diameter rond 1 micrometer [30]. Omdat de halveringstijd van K-40 groter is dan een miljard jaar, is verwijdering door radioactief verval te verwaarlozen.

In OPS bestaat de lozing uit fijnstof, met een emissietempo van 10^6 g/jaar. Er vindt geen chemische conversie plaats. De lozing bestaat voor 50% uit deeltjes met een deeltjesgrootte kleiner dan 1 micrometer,

en voor 50% uit deeltjes met een deeltjesgrootte tussen 1 en 2,5 micrometer.

De luchtconcentraties die uit PLUME volgen, zijn gemiddeld 68% van die uit OPS, oftewel een factor 1,5 lager (Tabel B.10). Lagere luchtconcentraties leiden tot lagere doses ten gevolge van inhalatie en externe straling vanuit de pluim (*cloudshine*).

De depositietempo's die uit PLUME volgen, zijn gemiddeld 115% van die uit OPS, oftewel een factor 1,2 hoger (Tabel B.10). Hogere depositietempo's leiden tot hogere doses ten gevolge van ingestie en externe straling vanaf de grond (*groundshine*).

Tabel B.10 Voor zestien receptoren worden de uitkomsten van PLUME en OPS met elkaar vergeleken. Met beide modellen zijn de jaargemiddelde concentraties in lucht en depositietempo's naar grond bepaald. Om een vergelijking tussen de modellen mogelijk te maken, zijn de concentraties en depositietempo's genormeerd (\hat{C} en \hat{D}) op de bijbehorende emissietempo's.

r [m]	θ [°]	$\hat{C}_{PLUME} / \hat{C}_{OPS}$	$\hat{D}_{PLUME} / \hat{D}_{OPS}$
100	0	94%	153%
1000	0	71%	147%
100	45	81%	132%
1000	45	65%	147%
100	90	86%	138%
1000	90	68%	149%
100	135	63%	101%
1000	135	47%	99%
100	180	78%	116%
1000	180	58%	107%
100	225	73%	98%
1000	225	59%	94%
100	270	76%	102%
1000	270	61%	99%
100	315	55%	82%
1000	315	44%	79%

B.5 Vergelijking PLUME en NNM

Als men een vergunning aanvraagt voor het lozen van radioactieve stoffen, maakt men gebruik van rekenregels en -methoden die in de ANVS-verordening basisveiligheidsnormen stralingsbescherming zijn beschreven [13]. De Verordening verwijst naar DOVIS-A [14], die voor het modelleren van luchtverspreiding weer doorverwijst naar het Nieuw Nationaal Model (NNM) [103]. Het NNM beschrijft een rekenmethode waar verschillende uitwerkingen van bestaan, waaronder STACKS en ISL3A.

De lozingscriteria uit dit onderzoek zijn, onder andere, bepaald met luchtverspreidingsmodel PLUME. Het is wenselijk dat dit luchtverspreidingsmodel resultaten geeft die vergelijkbaar zijn met die

van het NNM. Anders zou de verwarrende situatie kunnen ontstaan waarbij een bedrijf vergunningplichtig zou zijn (op basis van PLUME-berekeningen), maar bij de vergunningaanvraag op veel lagere blootstellingen uitkomt (op basis van NNM-berekeningen).

Het NNM en PLUME zijn conceptueel goed vergelijkbaar: beide zijn gebaseerd op het Gaussisch pluimmodel.

Een directe kwantitatieve vergelijking tussen PLUME en het NNM hebben we niet gemaakt in dit onderzoek. Wel kan een indirecte vergelijking worden gemaakt. PLUME is in een eerdere sectie met OPS vergeleken (Bijlage B.4), en OPS is in een KEMA-rapport uit 2013 vergeleken met een implementatie van het NNM (STACKS) [104]. Voor lozingen op 5 meter hoogte van onder andere NH₃ wordt in dat rapport geconcludeerd dat de jaargemiddelde concentratie en de totale depositie uit beide modellen redelijk goed overeenstemmen [104]. Voor een bron op 187 meter hoogte is de jaargemiddelde concentratie uit beide modellen redelijk goed vergelijkbaar; de totale depositie verschilt voor grotere afstanden, maar is voor kleinere afstanden (tot 1000 meter, omdat zich daar telkens de representatieve persoon bevindt) nog goed vergelijkbaar [104].

In 2022 is een andere vergelijking gemaakt tussen OPS en het NNM, in het kader van een onderzoek naar de depositie van stof en stoffen in de lucht in de IJmond-regio. Hierbij werd geconcludeerd dat het gebruik van rekenmodellen STACKS (NNM-implementatie), OPS en ISL3A (NNM-implementatie) geen wezenlijke verschillen opleverde [105].

Aangezien de uitkomsten van OPS en het NNM redelijk overeen lijken te komen, en OPS en PLUME ook redelijk met elkaar overeen lijken te komen, verwachten we geen grote verschillen tussen de verschillende rekenmethodieken.

C Bijlage modellering van lozingen naar het riool

Stoffen die naar het riool worden geloosd, gaan naar een rioolwaterzuiveringsinstallatie (RWZI). De RWZI zuivert het binnenkomende afvalwater (influent), en loost het gezuiverde water naar oppervlaktewater. De efficiëntie van het zuiveringsproces hangt onder andere af van de chemische samenstelling van de lozing.

Om een beeld te krijgen van de werkzaamheden, hebben we twee RWZI's bezocht. RWZI's verschillen uiteraard van elkaar, maar over het algemeen zuivert een RWZI het binnenkomende vuile water door eerst de grove deeltjes te verwijderen. Daarna wordt actief slib gebruikt om het organisch materiaal af te breken. Vervolgens wordt het mengsel belucht in een beluchtingstank. Het slib wordt later weer gescheiden van het water in nabezinktanks. Een deel van het slib wordt weer teruggevoerd in het proces, terwijl het overtollige slib wordt afgevoerd. Het afgevoerde slib wordt ingedikt om de kosten van het afvoeren te minimaliseren.

Blootstelling aan straling op een RWZI is geen onderdeel van PC-CREAM 08. Daarom is een model opgesteld dat zo veel mogelijk aansluit op SRS-19 van het IAEA [27], en dat hieronder wordt uitgewerkt.

C.1 Lozingsscenario riool

Het lozingstempo van radionucliden naar het riool \dot{A}_0 (Bq/jaar) is constant. De geloosde activiteit is homogeen verdeeld over een stof, die na enige tijd in de RWZI arriveert. Radioactief verval wordt verdisconteerd met vervalconstante λ .

C.2 Verspreidingsmodellering

De geloosde stof arriveert na $\Delta t_w = 1$ d in het water in de beluchtings- en nabezinktanks. De RWZI ontvangt jaarlijks influent met een volume van $\dot{V}_w = 5,0 \times 10^6$ m³/jaar [106]. De activiteit is hier homogeen over verdeeld. De volumeconcentratie in influent (Bq/m³) is $C_w = \dot{A}_0 e^{-\lambda \Delta t_w} / \dot{V}_w$. Het water in de beluchtings- en nabezinktanks heeft een diepte van $h = 5$ m [107]. De concentratie in lucht ten gevolge van een concentratie in influent wordt beschreven met resuspensiefactor $f_w = 7 \times 10^{-10}$ (eenheidsloos: Bq/m³ in lucht per Bq/m³ in water). Deze waarde is bepaald op basis van STOWA-onderzoek [108]. Dit onderzoek rapporteert concentraties in water en lucht voor verschillende organismen en ruimten, waaronder een beluchtingsbassin en een carrousel. Hieruit is de mediane resuspensiefactor bepaald.

Omdat onbekend is in welke chemische samenstelling het radionuclide zich bevindt, is de zuiveringsefficiëntie van de RWZI ook onbekend. Daarom worden twee uiterste aannames gedaan: ofwel alle activiteit wordt uit het influent verwijderd, ofwel alle activiteit wordt op oppervlaktewater geloosd [27]. De eerste situatie wordt in deze bijlage uitgewerkt. De tweede situatie wordt niet verder uitgewerkt, omdat deze nagenoeg overeenkomt met de lozingen naar waterlopen en zee die we

elders beschouwen (maar met een extra periode waarin radioactief verval plaatsvindt).

Vervolgens vinden werkzaamheden plaats om de hoeveelheid water in het slib te verminderen, bijvoorbeeld met een zeefbandpers. De periode tussen het moment van lozen en het moment waarop de geloosde stof arriveert, is $t_s = 21$ d [106]. De RWZI voert per jaar gemiddeld een volume slib af van $\dot{V}_s = 1,5 \times 10^4$ m³/jaar [106]. De volumeconcentratie in slib is dan $C_s = \dot{A}_0 e^{-\lambda t_s} / \dot{V}_s$ (Bq/m³). De concentratie in lucht ten gevolge van een concentratie in slib wordt beschreven met resuspensiefactor $f_s = 4 \times 10^{-9}$. Dit is de mediane resuspensiefactor die is bepaald op basis van STOWA-onderzoek [108]. Verder nemen we aan dat het slib een laag vormt met een oppervlak van 1 m² en een dikte van 0,05 m, en dat dit (conservatief) benaderd kan worden als een puntbron. De activiteit in de puntbron (Bq) is $A_s = C_s \times 0,05$ m³.

C.3 Blootstellingsscenario's

We hebben twee blootstellingsscenario's gedefinieerd, beide met een RWZI-werknemer. In het eerste blootstellingsscenario is de werknemer extra vaak bij beluchtings- en nabezinktanks (blootstellingsfractie $f_{exp,w} = 8,9\%$). De tijd waarin deze werknemer in de ontwateringsruimte is, is mediaan ($f_{exp,s} = 0,61\%$) [108]. In het tweede blootstellingsscenario is de situatie omgekeerd: de werknemer is een mediane hoeveelheid tijd bij beluchtings- en nabezinktanks ($f_{exp,w} = 0,41\%$) en extra vaak in de ruimte waarin slib wordt ingedikt/ontwaterd, bijvoorbeeld met een zeefbandpers ($f_{exp,s} = 7,1\%$) [108].

In beide scenario's staat de werknemer bloot aan straling op twee werkplekken (beluchtings- en nabezinktanks; ruimte met een zeefbandpers). Voor beide werkplekken worden doses berekend ten gevolge van externe straling en inhalatie van vrijgekomen aerosolen. De werknemer draagt geen mondkap. Gedurende de tijd dat de werknemer bij de beluchtings- en nabezinktanks is, is het ademvolumetempo van de werknemer dat van lichte werkzaamheden $I_w = 1,2 \times 10^4$ m³/jaar (Tabel A.4). De werkzaamheden waarbij het gehalte water in slib verlaagd wordt, variëren in zwaarte [107]. Het indikken van slib is relatief licht werk, maar verder ontwateren (zoals met een zeefbandpers) is zwaar werk. Het ademvolumetempo is hier daarom het gemiddelde van die van lichte en zware werkzaamheden (Tabel A.4): $I_s = 1,9 \times 10^4$ m³/jaar. Als de werknemer zich bevindt in de ruimte waarin slib wordt ingedikt/ontwaterd, is de afstand tot het slib $d = 1$ m.

De dosisconversiecoëfficiënt voor inhalatie e_{inh} (Sv/Bq) is die voor werknemers [18]. Van de beschikbare DCC's voor verschillende longabsorptietypen, kiezen we waar mogelijk het voorgeschreven type [18]. Als deze niet gegeven is, kiezen we de maximale beschikbare waarde. Van de beschikbare DCC's voor verschillende AMAD van de aerosolen (1 of 5 micrometer), kiezen we de hoogste waarde.

Dosisconversiecoëfficiënt e_{ext} (nSv h⁻¹ Bq⁻¹ m²) wordt gebruikt voor externe bestraling vanaf beluchtings- en nabezinktanks. Deze DCC

neemt aan dat een persoon blootstaat aan een oneindig grote bodembesmetting, waarbij de activiteit zich op een diepte van 0,5 g/cm² bevindt* [109].

Dosisconversiecoëfficiënt $h_p(10)$ ($\mu\text{Sv h}^{-1} \text{GBq}^{-1} \text{m}^2$) wordt gebruikt voor externe bestraling vanaf een kleine hoeveelheid slib. Deze DCC gaat uit van een onafgeschermd puntbron [110].

De effectieve dosis die de werknemer in één jaar ontvangt, bestaat uit vier delen: de effectieve volg dosis door inhalatie van aerosolen uit water ($E(50)_{inh,w}$), de effectieve dosis door externe bestraling vanaf water ($E_{ext,w}$), de effectieve volg dosis door inhalatie van aerosolen uit slib ($E(50)_{inh,s}$), en de effectieve dosis door externe bestraling vanaf slib ($E_{ext,s}$).

$$E(50)_{inh,w} = C_w I_w e_{inh} f_{exp,w} f_w$$

$$E_{ext,w} = h C_w e_{ext} f_{exp,w} \cdot 8760 \text{ h a}^{-1}$$

$$E(50)_{inh,s} = C_s I_s e_{inh} f_{exp,s} f_s$$

$$E_{ext,s} = h_p(10) A_s d^{-2} f_{exp,s} \cdot 8760 \text{ h a}^{-1}$$

Tabel C.1 Dosisconversiecoëfficiënten voor externe bestraling door een vlak, inhalatie, en externe bestraling door een puntbron.

Nuclide	e_{ext} [$\text{nSv h}^{-1} \text{Bq}^{-1} \text{m}^2$]	e_{inh} [Sv/Bq]	$h_p(10)$ [$\mu\text{Sv h}^{-1} \text{GBq}^{-1} \text{m}^2$]
Gd-152	$0,00 \times 10^0$	$2,20 \times 10^{-5}$	$0,00 \times 10^0$
K-40	$3,50 \times 10^{-4}$	$3,00 \times 10^{-9}$	$2,20 \times 10^1$
La-138	$2,70 \times 10^{-3}$	$1,80 \times 10^{-7}$	$1,80 \times 10^2$
Lu-176	$9,90 \times 10^{-4}$	$6,60 \times 10^{-8}$	$8,70 \times 10^1$
Rb-87	$1,00 \times 10^{-7}$	$7,60 \times 10^{-10}$	$0,00 \times 10^0$
Sm-147	$0,00 \times 10^0$	$8,90 \times 10^{-6}$	$0,00 \times 10^0$

* Voor water komt dat overeen met een diepte van 0,5 cm.

D Bijlage modellering van lozingen naar waterlopen

D.1 Lozingsscenario's waterlopen

Analoog aan de lozingsscenario's voor lucht, zijn de lozingsscenario's voor waterlopen gebaseerd op de Emissieregistratie van 2018 [19]. Het totaaloverzicht aan lozingen is wederom gefilterd op basis van SBI-code en stofnaam. De hieruit volgende, mogelijk relevante lozingen vonden plaats bij veel verschillende typen waterlopen, variërend van kanalen tot grote rivieren.

Van deze waterlopen is een aantal steekproefsgewijs nader onderzocht (Tabel D.1). Deze waterlopen zijn niet per se representatief voor heel Nederland, maar illustreren wel hoe kenmerken als debiet, lengte, breedte en diepte kunnen verschillen. Ruwweg verschillen debieten enkele ordes van grootte van elkaar, van 0,3 tot 1600 m³/s [111-114]. De lengten variëren ruwweg van 50 tot 200 km; de breedten van 50 tot 150 m [115-119]. De getoonde diepten [120-124] zijn een grote vereenvoudiging, omdat die in werkelijkheid sterk afhankelijk zijn van het seizoen. Over het algemeen is de diepte enkele meters ten behoeve van de scheepvaart.

Tabel D.1 Voorbeelden van waterlopen en hun kenmerken, in oplopende volgorde van debiet. De debieten zijn gemiddeld over langere perioden. De breedten zijn gemiddelden van de minimale en maximale waarden. De getoonde diepten zijn over het algemeen streefdiepten (ten behoeve van scheepvaart).

Voorbeeld	Debiet [m ³ /s]	Lengte [m]	Breedte [m]	Diepte [m]
Twentekanaal	0,3	47.000	50	5
Amsterdam-Rijnkanaal	13	72.000	110	6
Maas	230	196.000	100	3
IJssel	350	127.000	105	3
Waal	1569	85.000	150	3

Op basis van deze voorbeelden hebben we scenario's opgesteld voor lozingen naar waterlopen met verschillende debieten (W1-W4). Aan deze hypothetische waterlopen zijn verder generieke lengtes, breedtes en dieptes meegegeven, waarbij is aangenomen dat de lozing halverwege de lengte van de waterloop plaatsvindt (Tabel D.2).

D.2 Verspreidingsmodellering

Lozingen naar waterlopen worden gemodelleerd met het deelmodel RIVER van PC-CREAM 08. Er zijn twee modelopties beschikbaar: een screeningsvariant en een dynamische variant. Wij hebben de dynamische variant gebruikt. Deze variant biedt meer mogelijkheden om de verspreiding in detail te berekenen.

Het eindpunt van de berekeningen in RIVER (*dynamic*) is de activiteitsconcentratie in vis, sediment, zwevend stof en water (voor en na zuivering).

D.2.1 *Karakteristieken van de waterloop*

De dichtheid en diepte van sediment (op de bodem van de waterloop) zijn overgenomen uit de standaard-waterlopen uit PC-CREAM 08. Het debiet van sediment is bepaald op dezelfde manier als PC-CREAM 08 toepast in zijn bijgeleverde waterlopen. Op basis van het debiet van het water, en de breedte en de diepte van een waterloop, is de stroomsnelheid van het water (m/s) berekend. Vervolgens is aangenomen dat de stroomsnelheid van het sediment (m/s) een factor 10.000 kleiner is dan die van het water. Daarna is de stroomsnelheid van sediment vermenigvuldigd met de diepte van het sediment en de breedte van de waterloop om het debiet van sediment te berekenen.

Voor de concentratie zwevend stof maken we onderscheid tussen kleinere (W1-W2) en grotere (W3-W4) waterlopen. Een groter debiet betekent over het algemeen ook een grotere concentratie zwevend stof [125]. Een kleinere waterloop zoals de Dommel (circa 10 m³/s) heeft een concentratie van 5×10^{-6} à 4×10^{-5} ton/m³ [126]. Voor grotere waterlopen vonden we waarden als 5×10^{-5} (Maas) [127]; 5×10^{-6} à 2×10^{-5} (Rijn) [14]; en 4×10^{-5} ton/m³ (Rijn) [113, 128]. We nemen aan dat de grotere waterlopen een concentratie zwevend stof hebben van 4×10^{-5} ton/m³, en dat de kleinere waterlopen een tienmaal lagere concentratie hebben.

Tabel D.2 Gedetailleerde beschrijving van lozingsscenario's naar waterlopen.

Scenario	Debiet water [m ³ /s]	Lengte [m]	Breedte [m]	Diepte water [m]	Debiet sediment [m ³ /s]	Dichtheid sediment [ton/m ³]	Diepte sediment [m]	Concentratie zwevend stof [ton/m ³]
W1	1	20 × 10 ³	50	5	6,0 × 10 ⁻⁶	1,5	0,3	4 × 10 ⁻⁶
W2	10	20 × 10 ³	100	5	6,0 × 10 ⁻⁵	1,5	0,3	4 × 10 ⁻⁶
W3	100	50 × 10 ³	100	5	6,0 × 10 ⁻⁴	1,5	0,3	4 × 10 ⁻⁵
W4	1000	50 × 10 ³	125	5	6,0 × 10 ⁻³	1,5	0,3	4 × 10 ⁻⁵

D.2.2 Elementspecifieke parameters

Er zijn vier elementspecifieke parameters in RIVER. In PC-CREAM 08 zijn standaardwaarden beschikbaar voor de meeste van deze invoerparameters. 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-publicaties. Een overzicht van de gebruikte waarden is gegeven in Tabel D.3.

Tabel D.3 Elementspecifieke parameters gebruikt in het RIVER-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]	Resterende fractie na zuivering
K-40	$1,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^{-6}$	$3,2 \times 10^3$	0,9
Rb-87	$1,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^{-6}$	$4,9 \times 10^3$	0,9
La-138	$6,0 \times 10^4$	$1,0 \times 10^{-5}$	$3,7 \times 10^1$	0,3
Sm-147	$5,0 \times 10^3$	$2,0 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^2$	0,3
Gd-152	$1,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^2$	0,3
Lu-176	$1,0 \times 10^4$	$2,0 \times 10^{-6}$	$1,3 \times 10^2$	0,3

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 [72] zijn waarden beschikbaar voor kalium, rubidium en lanthaan (voor *fish – muscle*). Deze nemen wij over. De gebruikte waarde voor samarium, gadolinium en lutetium is de mediaan van alle lanthaniden waarvoor in IAEA TRS-472 een waarde is gegeven (cerium, lanthaan, europium, terbium en dysprosium).

De laatste elementspecifieke parameter in RIVER is een maat voor de zuiveringsefficiëntie van drinkwaterzuiveringsinstallaties. We nemen aan dat het zuiveringsproces (minimaal) bestaat uit coagulatie, sedimentatie en filtratie. Hoe efficiënt dit proces is, hangt onder andere af van de chemische vorm waarin het radionuclide zich bevindt. In dit onderzoek is dat per definitie niet bekend. De gebruikte efficiënties kunnen dus afwijken van de werkelijke.

De waarde voor lanthaan is standaard gegeven in PC-CREAM 08. Voor kalium en rubidium waren geen waarden gegeven. Deze hebben we gelijkgesteld aan de waarde die het model standaard geeft voor cesium, omdat deze elementen zich chemisch gezien vergelijkbaar gedragen (zie Bijlage A.5). De waarden van samarium, gadolinium en lutetium (lanthaniden) waren ook niet gegeven. Deze hebben we daarom gebaseerd op de mediaan van lanthaniden die wél standaard gegeven zijn (cerium, praseodymium, europium en ytterbium).

D.3 Blootstellingsscenario's

De blootstellingsscenario's voor lozingen naar waterlopen zijn samengevat in Tabel 2.5. De gebruikte parameters worden hieronder uitgewerkt.

D.3.1 Blootstellingstijd

De blootstellingstijd is de tijd waarin een persoon zich in de buurt van de waterloop bevindt en hierdoor blootstaat aan externe straling vanaf sediment. Bijvoorbeeld om te vissen, te zwemmen, of een hond uit te laten. We nemen aan dat de blootstellingstijd over het algemeen 36,5 h/jaar is, en 365 h/jaar voor mensen die extra vaak aanwezig zijn.

D.3.2 Ingestie water

Drinkwater wordt in Nederland gewonnen uit grondwater en uit oppervlaktewater [129, 130]. Vóór consumptie wordt het water nog gezuiverd (zie Bijlage D.2.2).

We nemen aan dat de kandidaten in deze blootstellingsscenario's water drinken dat afkomstig is uit de besmette waterloop. We nemen dus aan dat drinkwater ook wordt gewonnen bij lozingen naar kleine waterlopen. Dit lijkt gerechtvaardigd, omdat in Nederland innamepunten zijn die aan zulke kleine waterlopen liggen [131].

Over het algemeen drinken de kandidaten een gemiddelde hoeveelheid water en dranken waarin dit water verwerkt is, zoals koffie en thee. In één blootstellingsscenario drinken de kandidaten extra veel water (en dranken waarin dit verwerkt is). Voor de consumptiecijfers verwijzen we naar Tabel A.3.

D.3.3 Consumptie

Voor lozingen naar waterlopen beschouwen we alleen de consumptie van vis. Voor de gemiddelde en verhoogde consumptie van vis verwijzen we naar Tabel A.3.

D.3.4 Fractie lokaal voedsel

Voor lozingen naar waterlopen is zoetwatervis het enige voedsel dat beschouwd wordt. De vis die in Nederland geconsumeerd wordt, bestaat voor circa 5% uit zoetwatervis [132]. We nemen aan dat die zoetwatervis over het algemeen niet alleen uit de besmette waterloop afkomstig is, maar ook uit enkele andere, onbesmette locaties. In de blootstellingsscenario's eten kandidaten daarom over het algemeen vis die voor 1% afkomstig is uit de besmette waterloop.

In de blootstellingsscenario's eten sommige kandidaten extra vaak voedsel dat uit de directe omgeving komt. Deze kandidaten eten vis die voor 5% afkomstig is uit de besmette waterloop.

D.4 Niet-beschouwde blootstellingsroutes

Blootstellingsroutes die *niet* worden beschouwd, zijn het irrigeren van akkers met besmet oppervlaktewater, het drenken van vee met besmet oppervlaktewater, en het weiden van vee op de besmette uiterwaarden van een rivier. Van de eerste en tweede blootstellingsroutes bleek uit verkennende berekeningen dat de inname van activiteit via deze routes

lager is dan die via routes die we wél beschouwen. Van de derde blootstellingsroute bleek het aantal blootgestelde personen te gering voor het concept van de representatieve persoon.

D.4.1 Irrigeren

Als radioactiviteit naar oppervlaktewater geloosd wordt, kan dat vervolgens gebruikt worden om landbouwgrond te irrigeren. Doordat de gewassen een deel van de geloosde activiteit opnemen, raakt het voedsel besmet. Om te kijken hoe relevant dit pad is, hebben we uiterst conservatieve, verkennende berekeningen gemaakt.

Hierbij beschouwen we een tijdelijke, volwassen referentiepersoon die twee voedselcategorieën lokaal verbouwt of afneemt, en hiervan gemiddelde hoeveelheden eet. Verder drinkt deze persoon gezuiverd oppervlaktewater. De concentratie radioactiviteit in ongezuiverd oppervlaktewater stellen we gelijk aan een hypothetische 1 Bq/L.

- Via geïrrigeerde gewassen neemt de referentiepersoon indirect 140 Bq/jaar in. Hiervoor nemen we aan dat de referentiepersoon gemiddeld 94 kg/jaar fruit en groene groente consumeert (de twee categorieën met de hoogste consumptie, gekozen uit fruit, groene groente en wortelgewassen)*. De opbrengst van deze gewassen is $3,3 \times 10^6$ kg/km² (gemiddelde opbrengst van de twee voedselcategorieën *fruit* en *green vegetables*, zie Tabel B.4). Het benodigde oppervlak hiervoor is dan $94 \text{ kg} / (3,3 \times 10^6 \text{ kg/km}^2) = 2,8 \times 10^{-5} \text{ km}^2 = 28 \text{ m}^2$. De hoeveelheid oppervlaktewater die voor irrigatie gebruikt wordt, is gemiddeld 0,005 meter water per jaar [133]. Het irrigatievolume op het benodigde oppervlak is dus $28 \times 0,005 = 0,14 \text{ m}^3 = 140 \text{ L}$. We nemen (conservatief) aan dat alle activiteit in het oppervlaktewater wordt opgenomen in de gewassen, en vervolgens door de referentiepersoon wordt ingenomen. In werkelijkheid zullen gewassen minder activiteit opnemen (zie Bijlage B.2.4.4). Daar staat tegenover dat de hoeveelheid irrigatiewater sterk af kan wijken van het gemiddelde; DOVIS-A geeft bijvoorbeeld een waarde van 0,1 meter water per jaar [14].
- Via drinkwater neemt de referentiepersoon 170 tot 500 Bq/jaar in. Hiervoor nemen we aan dat bij het zuiveren van oppervlaktewater 30% tot 90% van de activiteit in het water blijft (elementafhankelijk, zie Tabel D.3), en dat de referentiepersoon een gemiddelde hoeveelheid drinkwater consumeert (560 L/jaar). Dan is de inname 170 tot 500 Bq/jaar.
- De referentiepersoon neemt in totaal dus 310 tot 640 Bq/jaar in via voedsel (geïrrigeerd met oppervlaktewater) en drinkwater.
- Dat is gelijk aan of lager dan de inname door één van de kandidaten die we wél meenemen. Die persoon consumeert een verhoogde hoeveelheid water (circa 1050 L/jaar). Rekening houdend met de element-afhankelijke efficiëntie van waterzuivering, komt dat overeen met een inname van 300 tot 900 Bq/jaar.

* Een ander denkbaar pad is het irrigeren van een weiland met oppervlaktewater, waarna koeien het besmette gras eten. Een koe neemt via dit pad echter minder activiteit in dan via rechtstreeks drinken van oppervlaktewater. Drenken wordt daarom elders expliciet berekend.

Het irrigeren met besmet oppervlaktewater is dus een denkbare en realistische blootstellingsroute, maar zal – binnen de aannames van dit onderzoek – tot lagere doses leiden dan de blootstelling van de representatieve persoon.

D.4.2 Drenken

Het besmette oppervlaktewater kan gebruikt worden om vee te drinken. Hierdoor worden dierlijke producten als melk en vlees ook besmet. DOVIS-A schrijft voor dat men rekening moet houden met deze vorm van inwendige besmetting [14]. Daarom hebben we voor deze blootstellingsroute, analoog aan de berekeningen voor irrigatie, verkennende berekeningen gemaakt met uiterst conservatieve aannames.

We definiëren een tijdelijke, volwassen referentiepersoon die twee voedselcategorieën lokaal afneemt: rundvlees en koemelk. Deze persoon consumeert dit voedsel in gemiddelde hoeveelheden. Verder drinkt deze persoon gemiddelde hoeveelheden gezuiverd oppervlaktewater.

We stellen de concentratie radioactiviteit in ongezuiverd oppervlaktewater gelijk aan een hypothetische 1 Bq/L. We werken een berekening uit voor een lozing met Rb-87, omdat rubidium een hoge transferfactor naar vlees en melk heeft en daarom leidt tot de hoogste inname (Tabel B.7).

- De inname via consumptie van melk is circa 22 Bq/jaar. Hiervoor gaan we uit van een koe die 150 L/d water drinkt [134]. Dit water kan leidingwater, grondwater en oppervlaktewater zijn. In stroomgebieden is de bijdrage van oppervlakte- en grondwater aan het drinken van vee 58% [133]. Omdat grondwater veel belangrijker voor drinken is dan oppervlaktewater [133], nemen we aan dat 20% van het oppervlakte- en grondwater afkomstig is van oppervlaktewater. De inname is dan $150 \times 58\% \times 20\% = 17$ Bq/d. De transferfactor van rubidium is 0,01 Bq/kg in melk per Bq/d consumptie (Tabel B.7). De concentratie in melk is dus ten hoogste $17 \times 0,01 = 0,17$ Bq/kg. De referentiepersoon consumeert 124 kg/jaar aan melk en melkproducten (Tabel A.3), wat overeenkomt met een inname van $124 \times 0,17 = 22$ Bq/jaar.
- De inname via consumptie van vlees is circa 4 Bq/jaar. Hiervoor nemen we, net als bij melk, aan dat de inname van de koe via oppervlaktewater 17 Bq/d is. De transferfactor van rubidium is ook hier 0,01 Bq/kg in vlees per Bq/d consumptie (Tabel B.7). De concentratie in vlees is dus $17 \times 0,01 = 0,17$ Bq/kg. De referentiepersoon consumeert gemiddeld 23 kg/jaar rundvlees (Tabel A.3), zodat de inname $23 \times 0,17 = 4$ Bq/jaar is.
- Via drinkwater neemt de referentiepersoon weer 500 Bq/jaar in (zie de berekening voor irrigatie in sectie D.4.1).
- De totale inname van de referentiepersoon via koemelk, rundvlees en drinkwater is dan 530 Bq/jaar. Dat is minder dan de inname door de persoon die we wél meenemen en die veel water drinkt (900 Bq/jaar).

Dezelfde berekening kan herhaald worden voor de andere radionucliden (met aangepast transferfactoren naar melk en vlees, en een aangepaste zuiveringsefficiëntie). De conclusie blijft dezelfde: drinken van vee leidt, voor de beschouwde radionucliden, tot lagere doses dan die van de representatieve persoon.

D.4.3 *Rivierslib uiterwaarden*

Als radioactiviteit naar een waterloop wordt geloosd, hecht een deel hiervan zich aan stof dat in het water zweeft (slib). Bij de grotere rivieren, zoals de Waal en de IJssel, zal een deel van het besmette slib tijdens jaarlijkse overstromingen op de uiterwaarden achterblijven. Wanneer de uiterwaarden weer droog komen te liggen, kunnen hier runderen grazen. Doordat er nog besmet slib ligt, worden het vlees en de melk van de runderen ook besmet. DOVIS-A schrijft voor dat men rekening moet houden met dit belastingpad [14].

In dit onderzoek hebben we dit pad echter *niet* beschouwd. Slechts 4000 mensen consumeren vlees dat afkomstig is van runderen die in de uiterwaarden van de grote rivieren grazen [135]. Dat is een te gering aantal voor het concept van de representatieve persoon.

Uit verkennende berekeningen bleek overigens wel dat de bijbehorende doses relatief hoog zijn. Het vorige onderzoek naar lozingscriteria toonde ook aan dat, voor lozingen naar een rivier, vlees en melk uit de uiterwaarden de belangrijkste belastingpaden waren voor vijf van de zestien beschouwde radionucliden [5].

E Bijlage modellering van lozingen naar zee

E.1 Lozingsscenario's zee

Analoog aan de lozingsscenario's voor lucht en waterlopen, zijn de lozingsscenario's voor zee gebaseerd op de Emissieregistratie van 2018 [19]. Het totaaloverzicht aan lozingen is wederom gefilterd op basis van SBI-code en stofnaam. De hieruit volgende, mogelijk relevante lozingen vonden plaats op verschillende locaties, variërend van estuaria tot de kust. Voor lozingen naar zee hebben we daarom twee scenario's W5-W6 opgesteld (Tabel E.1).

Tabel E.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 W5 vertegenwoordigt lozingen naar estuaria als de Westerschelde en de Eems-Dollard. Het compartiment waarnaar geloosd wordt is hierbij relatief klein. Alhoewel dit compartiment in verbinding staat met de zee, is de uitwisseling relatief klein. De gekozen parameters komen overeen met de standaardwaarden die PC-CREAM 08 geeft voor compartiment 'Borssele'. De omvang hiervan komt overeen met enkele procenten van de Westerschelde [136, 137].

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 [138].

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 km \times 10 m. De stroomsnelheid van het water door dit vlak is 0,5 m/s [138], waarmee het debiet uitkomt op 10 km \times 10 m \times 0,5 m/s = 5×10^4 m³/s = $1,6 \times 10^{12}$ m³/jaar.

E.2 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 E.2.2.2.

E.2.1 Karakteristieken van de modelcompartimenten

De beschrijving van sediment in het lokale compartiment is gegeven in Tabel E.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 [138]. We nemen daarom voor W6 een waarde die een factor 10 lager ligt dan de standaardwaarde die is gebruikt voor W5.

Tabel E.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.

E.2.2 Elementspecifieke parameters

Er zijn elementspecifieke parameters die beschrijven hoe het nuclide wordt opgenomen door sediment (Bijlage E.2.2.1) en parameters die beschrijven hoe het nuclide wordt opgenomen in verschillende voedselproducten (Bijlage E.2.2.2).

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 [71]. Wanneer in IAEA TRS-422 geen waarde beschikbaar was, hebben we gekeken naar de waarden in PC-CREAM 08 of in andere publicaties, zoals rapportages van Pacific Northwest National Laboratory (rapport PNNL-13421 [96]) en DOVIS-A [14]. In sommige gevallen hebben we gekeken naar elementen met vergelijkbare chemische eigenschappen, zoals beschreven in Bijlage A.5.

E.2.2.1 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 E.3 voor de door ons gebruikte waarden.

Tabel E.3 Gebruikte waarden voor de sediment distribution factor K_d (Bq/ton sediment per Bq/m³ water).

Nuclide	K_d deep	K_d coastal
K-40	1×10^3	1×10^3
Rb-87	1×10^3	1×10^3
La-138	6×10^5	2×10^6
Sm-147	5×10^5	3×10^6
Gd-152	7×10^5	2×10^6
Lu-176	6×10^5	2×10^6

De waarden voor samarium en gadolinium zijn afkomstig uit IAEA TRS-422. Voor lanthaan en lutetium hebben we de mediaan gebruikt van alle lanthaniden waarvoor in IAEA TRS-422 een waarde is gegeven (dit waren cerium, praseodymium, samarium, europium, gadolinium, terbium, thulium en ytterbium). De waarden voor rubidium zijn afkomstig uit DOVIS-A. Bij gebrek aan informatie over kalium hebben we deze waarde ook genomen voor kalium. In DOVIS-A wordt geen onderscheid gemaakt tussen *coastal* en *deep*.

E.2.2.2 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 E.4.

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 A.3).

Tabel E.4 Gebruikte waarden voor de concentration factor (Bq/ton dierlijk of plantaardig product per Bq/m³ water)

Nuclide	Fish	Crustaceans	Molluscs	Seaweed
K-40	$5,1 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$	$3,0 \times 10^1$	$2,5 \times 10^1$
Rb-87	$5,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$	$2,0 \times 10^2$	$1,0 \times 10^3$
La-138	3×10^2	4×10^3	7×10^3	3×10^3
Sm-147	3×10^2	4×10^3	7×10^3	3×10^3
Gd-152	3×10^2	4×10^3	7×10^3	3×10^3
Lu-176	3×10^2	4×10^3	7×10^3	3×10^3

IAEA TRS-422 geeft waarden voor samarium en gadolinium voor elk van de vier voedselcategorieën. Deze waarden worden door het IAEA ook aanbevolen voor enkele andere lanthaniden, op basis van chemische gelijkheid. Wij hebben deze waarden daarom ook gebruikt voor lanthaan en lutetium. De gebruikte waarden voor rubidium zijn afkomstig uit PNNL-13421. Voor kalium hebben we geen waarden gevonden. We hebben daarom de mediaan van de waarden voor cesium en natrium uit IAEA TRS-422 gebruikt.

E.3 Blootstellingsscenario's

De blootstellingsscenario's voor lozingen naar zee zijn samengevat in Tabel 2.6. De gebruikte parameters worden hieronder uitgewerkt.

E.3.1 Ademvolumetempo

Voor het ademvolumetempo verwijzen we naar Tabel A.4. Het verhoogde ademvolumetempo is langdurig verhoogd.

E.3.2 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 E.5. 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 is*. 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 E.6.

Tabel E.5 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	$2,7 \times 10^{-1}$	$4,4 \times 10^{-1}$	$4,4 \times 10^{-1}$	$1,0 \times 10^{-2}$

Tabel E.6 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 [139]. 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 [140] en de totale Nederlandse productie [139], waarbij we

* 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.

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 [141]: 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) [142] en cijfers over de Nederlandse zeekraalproductie (bijna 5% van de zeekraal in Nederlandse schappen is afkomstig uit Nederlandse wateren [143]). Om de fractie uit het lokale compartiment te bepalen maken we gebruik van de verhouding lokaal/regionaal voor *fish*.

E.3.3 *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).

E.3.4 *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%.

E.3.5 *Consumptietempo*

Hoeveel voedsel men eet, is uitgewerkt in Tabel A.3. 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).

E.3.6 *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.

Dit is een uitgave van:

**Rijksinstituut voor Volksgezondheid
en Milieu**

Postbus 1 | 3720 BA Bilthoven

Nederland

www.rivm.nl

augustus 2023

De zorg voor morgen
begint vandaag

