

RIVM Rapport 610310006/2002

**Dosisberekening voor de Omgeving
bij Vergunningverlening Ioniserende
Straling - DOVIS**

A. Lozingen in lucht en water

R.O. Blaauboer

Dit rapport bevat een erratum d.d. 14-12-2009
op de laatste pagina

Dit onderzoek is uitgevoerd in opdracht van het Directoraat-Generaal Milieubeheer, Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling van het Ministerie van VROM en is uitgevoerd onder projectnummer 610310, mijlpaal 'Herziening RIBRON'.

RIVM, Postbus 1, 3720 BA Bilthoven, telefoon: 030 - 274 91 11; fax: 030 - 274 29 71

Abstract

In the Netherlands, as in most other countries, one generally needs a permit to produce (including the manufacture, processing, control and storage), to apply or to dispose of radioactive materials, or to use equipment that produces ionising radiation. This permit must be in accordance with the Nuclear Energy Act. Limits that are set for radioactive material can be found in the Decree on radiation protection ('Besluit stralingsbescherming') which has been in force since March 1, 2002.

Along with the application for a permit, calculation results have to be submitted on the radiation dose that members of the public receive as a consequence of (possible) emissions of radioactive material (into the atmosphere or surface water) or as a consequence of external irradiation. Fairly rough estimates, based on simple rules, will often be satisfactory. These rules can be found in an annex of a Ministerial Order on the assessment of consequences of ionising radiation (mr-AGIS). However, in some cases this will not be adequate, for instance, where there are specific exposure pathways or when a certain specific pre-set criterion is not met. A more detailed assessment is needed in these cases.

This report describes this more detailed assessment procedure as far as it concerns (possible) emissions of radioactive material into the atmosphere or surface water. Another report (DOVIS-B), produced by the Nuclear Research and consultancy Group (NRG), discusses the exposure to external radiation from radioactive sources or installations.

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Doel van dit rapport	9
1.2 Indeling van het rapport	10
2 Lozingen, belastingpaden en blootstellingswegen	11
2.1 Lozingen	11
2.2 Belastingpaden	14
2.3 Blootstellingswegen	16
3 Atmosferische verspreiding	19
3.1 Processen die in het model beschreven moeten worden	19
3.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters	19
3.3 Processen die niet beschreven worden in het Nieuw Nationaal Model	23
4 Verspreiding via oppervlaktewater	29
4.1 Belastingpaden die beschreven moeten worden	29
4.2 Beschrijving van te hanteren methodiek	29
5 Verspreiding in bodem	39
5.1 Belastingpaden en blootstellingswegen van belang	39
5.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters	39
6 Modelling van de voedselketen	45
6.1 Processen die in het te gebruiken model beschreven moeten worden	45
6.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters	47
6.3 Effecten van voedselbereiding op de concentratie	55
7 Dosisberekening	59
7.1 Inhalatie	59
7.2 Ingestie	60
7.3 Externe straling	60
Referenties	63
Bijlage 1 Verzendlijst	71
Bijlage 2 Gebruikte grootheden en eenheden	73
Bijlage 3 Verklarende woordenlijst en definities	77
Bijlage 4 Tabellen	83

Samenvatting

De Kernenergiewet schrijft voor dat voor het bereiden, voorhanden hebben (inclusief vervaardigen, bewerken, hanteren en opslaan), toepassen en zich ontdoen van radioactieve stoffen of het gebruik van (ioniserende straling producerende) toestellen in veel gevallen een vergunning nodig is. Voor handelingen met radioactieve stoffen geldt in voorkomende gevallen een vergunningplicht. Bij werkzaamheden bestaat in bepaalde gevallen geen vergunning- maar een meldingsplicht. De vergunningplichtige of meldingsplichtige grenzen voor radioactieve stoffen zijn in het Besluit stralingsbescherming gedefinieerd, zoals dat sinds 1 maart 2002 van kracht is.

Bij de aanvraag van een vergunning, of melding, dient een berekening te worden gevoegd van de totale effectieve jaardosis voor de mens als gevolg van lozingen in lucht en water en blootstelling aan externe straling. Speciaal bij handelingen kan men daarbij veelal volstaan met een schatting die gebaseerd is op een set eenvoudige rekenregels, die in deel 1 van de bijlage bij de Ministeriële Regeling - Analyse Gevolgen Ioniserende Straling voor het milieu (mr-AGIS) - zijn vastgelegd. In sommige gevallen is een dergelijke schatting niet voldoende, bijvoorbeeld als er sprake is van specifieke belastingpaden, een brede bundel uit een röntgentoestel of bij lozingen ten gevolge van werkzaamheden, of als er daartoe vastgestelde toetsingsniveaus (mr-AGIS) worden overschreden. In dergelijke gevallen dient er een nadere analyse te worden uitgevoerd volgens deel 2 van de bijlage bij de mr-AGIS.

Het onderhavige rapport beschrijft de methode die voor deze nadere analyse moet worden gehanteerd voor zover het lozingen in lucht en water betreft (Deel A). In Deel B, dat door de Nuclear Research and consultancy Group (NRG) is geschreven, wordt nader ingegaan op de blootstelling aan externe straling vanuit bronnen en toestellen.

1 Inleiding

1.1 Doel van dit rapport

Recent is in Nederland het Besluit stralingsbescherming (Bs) [1] van kracht geworden. Dit besluit vormt ondermeer een implementatie van de Euratom richtlijn 96/29 [2]. Conform het Bs* dient bij de aanvraag van een vergunning of melding o.a. te worden aangegeven wat de gevolgen (de jaardosis) voor de bevolking zijn van alle bij de inrichting/locatie behorende lozingen naar lucht en water en blootstelling aan externe straling. In de Ministeriële Regeling - Analyse Gevolgen Ioniserende Straling voor het milieu - (mr-AGIS) zijn regels gesteld en methoden aangewezen voor de uitvoering van de berekeningen met de daarin te gebruiken parameterwaarden [3].

Als ondersteuning van deze regeling zijn er twee rapporten geschreven, respectievelijk DOVIS-A en -B (Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling). DOVIS-A, het onderhavige rapport, is gericht op de gevolgen van mogelijke reguliere lozingen in lucht en water en de daaruit volgende jaardosis voor de mens door ingestie, inhalatie en blootstelling aan externe straling. Dit rapport is grotendeels een herziene versie van het voormalige RIBRON-rapport [4]. DOVIS-B is gericht op de blootstelling aan externe straling afkomstig van toestellen of direct van ingekapselde of open bronnen van radioactiviteit [5].

Dit rapport beschrijft de conceptuele modellering met de te gebruiken parameterwaarden voor de processen die voor de verspreiding van radioactieve stoffen in lucht en water van belang zijn bij mogelijke lozingen in het milieu. Hierbij worden standaarden, verfijningen en eventueel voorschriften gebruikt:

Standaard: Sluit aan bij de gebruikelijke nationale en internationale methoden en modellen en wordt geacht voor de meeste vergunningssituaties een realistische doch conservatieve schatting van de dosis op te leveren. In principe dient voor dosisberekeningen de standaard gebruikt te worden.

Verfijning: Als (de vergunningaanvrager kan aantonen dat) de standaard een relevante overschatting van de berekende dosis oplevert, mag in voorkomende gevallen de verfijning worden toegepast.

Voorschrift: Onafhankelijk van de feitelijke situatie dient bij de dosisberekeningen uitgegaan te worden van de randvoorwaarden die in voorschriften gegeven worden.

Diverse beleidsmatige randvoorwaarden en eindpunten voor het uitvoeren van een analyse zijn gegeven in de bijlage bij mr-AGIS [3], verder kortweg mr-AGIS genoemd. Hierin zijn ook begrippen als bron, locatie, inrichting,

* Volgens artikel 44 Bs, eerste lid, onder e, en het achtste lid, en volgens zowel de artikelen 105 en 109 Bs het eerste lid, onder e, en het tweede lid

de referentiepersoon, de terreingrens, het voedselpakket en multifunctionaliteit gedefinieerd. Verder wordt in mr-AGIS aangegeven hoe de resultaten van de berekeningen aan de gehanteerde dosisniveaus moeten worden getoetst.

Voorschrift: *Bij het uitvoeren van de dosisberekeningen dient te worden uitgegaan van de beleidsstandpunten, die zijn aangegeven in de Ministeriële Regeling - Analyse Gevolgen Ioniserende Straling voor het milieu (mr-AGIS).*

1.2 Indeling van het rapport

In hoofdstuk 2 is een overzicht gegeven van de relevante lozingen en te hanteren belastingpaden en blootstellingswegen. De hoofdstukken 3, 4 en 5 bevatten de conceptuele modellering met te gebruiken parameterwaarden voor achtereenvolgens verspreiding in lucht, water en bodem. In hoofdstuk 6 is de modellering van de voedselketen besproken. In hoofdstuk 7 is beschreven hoe vanuit de resultaten in de daaraan voorafgaande hoofdstukken de dosis geschat kan worden. Hierbij worden de doses door inhalatie, ingestie en externe straling onderscheiden.

2 Lozingen, belastingpaden en blootstellingswegen

Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de lozingen, belastingpaden en blootstellingswegen die in principe beschouwd moeten worden bij een nadere analyse conform deel II van mr-AGIS. De volgende hoofdstukken gaan nader in op die verschillende belastingpaden. Ter illustratie wordt de lezer aan de hand van een voorbeeldbron langs de verdere beschrijving van dit rapport geleid.

De bedrijven of instellingen waarvoor dit rapport een nadere analyse beschrijft, kunnen in twee groepen worden onderscheiden:

- de groep die de functionele toepassingen van straling/radioactiviteit omvat, de zogenaamde *handelingen*; voorbeelden zijn een kerncentrale, een radionuclidenlaboratorium, bedrijven voor niet-destructief onderzoek, maar ook de stralingsafdelingen van ziekenhuizen en bedrijven die radioactieve bronnen voor meet- of regeltechniek gebruiken
- de groep van *werkzaamheden*; hier wordt radioactiviteit niet functioneel toegepast, maar is het aanwezig in de gebruikte grondstof; voorbeelden zijn de fosfaatertsverwerkende industrie, de ijzerertsverwerkende industrie, conventionele energiecentrales en de winning van aardgas en aardolie

2.1 Lozingen

Afhankelijk van het type bron of inrichting zal ook de eventuele lozing naar de omgeving verschillen. Uitgaande van een bron zijn er drie mogelijkheden:

- lozing van radioactiviteit in lucht
- lozing van radioactiviteit in water en
- externe straling vanuit een bron naar de omgeving

Voor de lozingen in lucht en water mag rekening gehouden worden met diverse filter-/reductiemogelijkheden (zie ook mr-AGIS [3]). Lozingen in lucht vinden plaats ofwel via een schoorsteen of ander lozingspunt dat eventueel is voorzien van een filterinstallatie, ofwel door verwaaiing van een oppervlaktebron, zoals een berg erts. Lozingen in oppervlaktewater vinden plaats via riolering en afvalwaterzuivering of direct op het oppervlaktewater. Externe straling vindt plaats direct vanuit de bron. Zie voor behandeling van externe straling vanuit een bron of inrichting DOVIS-B [5].

Naast bovengenoemde lozingen is er nog een vierde. De opslag van grond-, afval- of reststoffen (bijv. slakken en vliegashoudend materiaal) op het land kan namelijk naast lozingen in lucht en water en externe straling ook aanleiding geven tot lozingen in de bodem via uitloging. Voorbeelden hiervan zijn het gebruik van slib voor verbetering en bemesting van grond en ophoging van grond.

Standaard: *In de evaluatie van lozingen van radioactiviteit vanuit een bron of inrichting in lucht, water en eventueel bodem dienen alle toegepaste radionucliden te worden meegenomen, tenzij uitgesloten in bijlage 3, Bs.*

Verfijning: *Mits voorzien van onderbouwing mag de evaluatie beperkt worden tot de relevante radionucliden.*

2.1.1 Tijdsverloop van lozingen

Lozingen kunnen gepulst zijn, een dag-nacht-verloop hebben of anderszins variëren. Het tijdsverloop van de lozingen wordt echter constant en continu verondersteld over het etmaal [3]. Ondanks het feit dat de berekeningen alleen worden uitgevoerd voor reguliere omstandigheden, dienen incidenten die meer dan eenmaal per jaar kunnen optreden ook te worden geëvalueerd. De hierbij optredende lozingen worden geacht gelijkelijk over het jaar op te treden, d.w.z. er dient een continue lozing te worden verondersteld. Hiervan mag slechts worden afgeweken als aannemelijk kan worden gemaakt dat de gevolgen dan significant afwijken [3].

Bij de (dosis)berekeningen dient ervan uitgegaan te worden dat een lozing reeds gedurende 25 jaar continu heeft plaatsgevonden [3].

Standaard: *Onder lozingen worden ook die incidentele lozingen verstaan die een verwachte frequentie van optreden hebben van meer dan eenmaal per jaar.*

Standaard: *Bij de dosisberekening dient ervan uitgegaan te worden dat lozingen reeds 25 jaar ononderbroken hebben plaats gevonden.*

2.1.2 Voorbeelden

Bij *handelingen* bestaat een groot deel van de geloosde radioactiviteit uit kunstmatig geproduceerde radionucliden. Bij de procesindustrie (*werkzaamheden*) gaat het veelal om radionucliden uit de ^{238}U -, ^{235}U - en ^{232}Th -reeksen en om ^{40}K . In deze paragraaf wordt nader ingegaan op de mogelijke lozingen door diverse typen bedrijven.

Nucleaire installaties

Belangrijk aan de dosis bijdragende radionucliden zijn ^{14}C , ^3H en isotopen van enkele edelgassen (Xe, Kr en Ar) [6, 7, 8] bij kernreactoren en ^{238}U bij de verrijking van uranium [7, 8]. Naast de atmosferische lozingen vinden er tevens lozingen van diverse radionucliden plaats naar het oppervlaktewater.

Omdat dit scala aan radionucliden vrij groot kan zijn, mag eventueel een selectie van radionucliden worden gemaakt zoals aangegeven in [6].

Naast lozingen in lucht en water is er een extern stralingsrisico voor de bevolking. Een voorbeeld is de hoog-energetische straling, uitgezonden door het kortlevende ^{16}N , dat geproduceerd wordt in het reactorgebouw [9]. Zie voor berekening van deze component DOVIS-B [5]. Voorbeelden van andere processen die aanleiding geven tot externe bestraling zijn interim opslag, het transport van afval en eventuele reststoffen of brandstof(staven) en het wisselen van brandstofstaven.

Bij uraniumverrijking dient rekening te worden gehouden met lozingen van voornamelijk ^{234}U en ^{238}U in zowel lucht als oppervlaktewater.

Radionuclidenlaboratoria

Onder deze categorie vallen niet alleen de afdelingen nucleaire geneeskunde en radiotherapie van ziekenhuizen, maar ook onderzoekslaboratoria.

Meestal worden bij het hier bedoelde onderzoek kortlevende radionucliden toegepast. Lozingen in zowel lucht als water (via de riolering) zijn hierbij aan de orde. Gezien het type onderzoek zal lozing in lucht veelal via lage schoorstenen (zuurkasten e.d.) en/of andere ventilatie-openingen plaatsvinden.

Ten behoeve van de vaststelling van de mogelijke lozingen uit dergelijke laboratoria wordt verwezen naar [10] en de nadere informatie in mr-AGIS deel 1 [3].

Voor de externe straling afkomstig van toestellen of ingekapselde bronnen wordt verwezen naar DOVIS-B [5].

Standaard: *De hoeveelheden maximaal te lozen radionucliden vanuit een radionuclidenlab zijn te relateren aan de maximaal toegestane hoeveelheden per laboratorium.*

Procesindustrie

Binnen de categorie procesindustrie wordt een aantal typen onderscheiden. Het gaat dan om de fosfaatertsverwerkende industrie, de ijzerertsverwerkende industrie, de cementindustrie, de grof-keramische industrie, de overslag van minerale zanden, de conventionele energiecentrales en de aardgas- en aardoliewinning. Gezien het feit dat de grondstoffen van deze industrie in alle gevallen van natuurlijke oorsprong zijn, zijn de belangrijkste radionucliden vaak dezelfde.

Standaard: *Lozingen van radioactiviteit door de procesindustrie bestaan voornamelijk uit radionucliden uit de ^{232}Th - en ^{238}U -reeksen en ^{40}K (zie bijvoorbeeld [7]). Dit zijn de radionucliden die in een evaluatie dienen te worden meegenomen.*

Lozingen van een procesindustrie vinden meestal plaats in lucht en/of in oppervlaktewater [11]. Restproducten zoals slakken en vliegaskunnen als secundaire grondstoffen worden toegepast in bouwmaterialen of gebruikt ter ophoging en onderbouwing van wegen (product- of materiaalhergebruik).

De externe straling afkomstig van de opslagen van dergelijke restproducten kan worden berekend volgens een methode beschreven in DOVIS-B [5]. De verwaaiing van dergelijke opslagen (oppervlaktebron) kan berekend worden met resuspensieberekeningen (zie paragraaf 3.3.3).

2.2 Belastingpaden

Naast de directe straling vanuit een inrichting of bron kan blootstelling van de mens plaatsvinden via twee hoofdbelastingpaden, namelijk via de atmosfeer en via het (oppervlakte)water.

2.2.1 Atmosferische belastingpaden

Belangrijke belastingpaden die in beschouwing dienen te worden genomen bij reguliere lozingen in lucht zijn: uitwendige bestraling vanuit de wolk (cloud-shine) en vanaf de bodem, besmetting van inhalatielucht en besmetting van voedingsgewassen, (rund)vlees en zuivelproducten (vooral melk). Voor de besmetting van weidegras en van de diverse akker- en tuinbouwproducten dienen zowel de interceptie van gedeponeerd radioactief materiaal als de opname van dat materiaal uit de bodem te worden beschouwd. Om opname uit de bodem en externe bestraling vanaf de bodem volledig te kunnen beschouwen, moet in principe het transport in de bodem (migratie) in de berekening worden meegenomen.

Betreffende de regio waaruit voedingsproducten worden verkregen, kan nog het volgende worden opgemerkt (zie ook deel 2 van mr-AGIS [3]):

- de helft van de bladgroente is afkomstig uit de moestuin van de referentiepersoon
- de overige voedingsproducten zijn afkomstig uit het zogenaamde voedselgebied of ook wel directe regio genoemd; deze regio is gedefinieerd binnen een cirkel met een straal van 25 km rond de lozende bron

Standaard: *Voor de dosisberekening van naar de atmosfeer geloosde radioactiviteit dienen concentratie in lucht en depositie op de bodem berekend te worden voor het totale voedselgebied.*

Standaard: *Voor het belastingpad dat tot ingestie leidt, dient voor alle relevante radionucliden de concentratie berekend te worden voor alle relevante voedingsproducten.*

Bij lozingen in lucht vanuit een radionuclidenlaboratorium is de belangrijkste blootstellingsweg de inhalatie van radioactiviteit in de directe omgeving van het betreffende laboratorium. Dit werd reeds in 1985 door de Gezondheidsraad vastgesteld [12].

Doses die opgelopen worden na depositie van radionucliden vanuit de lucht op het water zijn te verwaarlozen ten opzichte van doses na depositie op het

land omdat slechts een gering deel van de activiteit in het water belandt en dit tevens sterk verdund wordt.

Verfijning: *Bij modellering van depositie, na reguliere lozingen in lucht, hoeft de depositie op oppervlaktewater en het daarop volgende belastingpad niet te worden meegenomen.*

Belastingpaden procesindustrie

In beginsel is er geen reden om bij de procesindustrie af te wijken van de algemene benadering. Er zijn echter wel enkele aandachtspunten.

Bij procesindustrie moet met veelal zeer-langlevende radionucliden rekening gehouden worden. Bij de bepaling van de blootstelling via ingestie dient net als bij andere industrieën rekening gehouden te worden met de besmetting van consumptiegewassen door zowel interceptie als door opname uit een meerjarig besmette bodem. Bij opslag van grondstoffen en reststoffen moet daarbij rekening gehouden worden met exhalatie (ontwijken) van radon uit de opslag.

Gezien het belang van de temperatuur en eventuele filtering is het bij procesindustrie tevens nodig een intern onderscheid te maken tussen hoog- en laag-thermische processen. Vooral bij de hoog-thermische processen is het mogelijk dat er relatief kleine deeltjes geëmitteerd worden, waaraan vervolgens relatief hoge concentraties van zowel ^{210}Po als ^{210}Pb gehecht kunnen zijn. Immers: door de hoge temperatuur kunnen zowel lood als polonium gasvormig worden en hoog in de schoorsteen, na het passeren van diverse filters, condenseren op de ook door de filters doorgelaten kleine stofdeeltjesfractie (vliegstof). De nu uitgestoten fractie bestaat uit deeltjes met een relatief kleine diameter (AMAD kleiner dan $0,5\ \mu\text{m}$) en een hoge concentratie van zowel ^{210}Po als ^{210}Pb . Deze kleine deeltjes kunnen relatief diep in de longen doordringen. Daarom, maar ook vanwege mogelijke chemische processen, kunnen deze deeltjes vervolgens een lange retentietijd in de longen hebben. In termen van het longmodel betekent dat een absorptieklasse S (=Slow). Om deze reden is het nodig om de procesindustrie wat betreft hun hoog-thermische processen (dus niet het natte proces of de overslag en het transport e.d.), in ieder geval door te rekenen met dosiscoëfficiënten voor de inhalatie van beide genoemde radionucliden bij een AMAD van $1\ \mu\text{m}$ (conform de EU-richtlijn [2]) en een absorptieklasse S, vroeger zuiveringsklasse Y (=Year) genoemd [11, 13, 14]. Zie voor dosiscoëfficiënten hoofdstuk 7.

Standaard: *Bij de opslag van grond-, afval- of reststoffen dient rekening gehouden te worden met externe straling (DOVIS-B) en met exhalatie van radon.*

Standaard: *Bij lozingen in lucht van de thermische-procesindustrie (o.a. fosfaatertsindustrie, kolencentrales) dient bij de inhalatie van ^{210}Pb en ^{210}Po gebruik gemaakt te worden van de dosiscoëfficiënten bij een absorptieklasse S (=Slow).*

2.2.2 Aquatische belastingpaden

Bij reguliere lozingen in water mogen de effecten van waterzuivering en eventuele interimopslag in tanks op die lozingen worden meegenomen in de evaluatie.

Besmetting van de voedselketen treedt op via slib van zuiveringsinstallaties of na directe lozing op het oppervlaktewater en vervolgens besmetting via irrigatie of overstrooming van uiterwaarden. Belangrijke belastingpaden die in beschouwing dienen te worden genomen zijn dan: uitwendige bestraling vanaf de bodem na irrigatie of opbrengen van slib, opspuiten met zand (gewonnen in rivieren of voor de kust), inwendige bestraling na ingestie van voedingsgewassen (irrigatie), (rund)vlees (overstroomde uiterwaarden), (zee- en zoetwater)vis, zuivelproducten (vooral melk) en drinkwater bereid uit oppervlaktewater.

Omdat bijvoorbeeld zuiveringsslib nog enige tijd zal drogen nabij de zuiveringsinstallatie en beweiding, van met slib bemeste weiden, pas na 40 dagen toegestaan is en oogsten veelal nog later plaatsvindt, zal kortlevend radioactief materiaal minder belangrijk zijn.

Standaard: *Bij de aquatische belastingpaden is het pad dat via zuiveringsslib of via opgebaggerd en opgespoten zand loopt alleen belangrijk voor radionucliden met een halveringstijd $T_{1/2,\text{fys}}$ van ten minste twee weken.*

Standaard: *Aangenomen mag worden dat ^3H en ^{14}C bij zuivering in de waterfase blijven en dat de overige radionucliden deels aan het slib adsorberen.*

De ingestie van vlees en melk besmet via zuiveringsslib en zoetwatervis besmet door de directe lozing op het oppervlaktewater levert veelal de belangrijkste bijdrage aan de blootstelling via het aquatische belastingpad. Voor vooral de uraniumisotopen uit o.a. de procesindustrie kan drinkwater een belangrijk belastingpad zijn. Daarnaast zal via lozingen op zee ook zeevis besmet kunnen worden.

2.3 Blootstellingswegen

De hier beschreven methode heeft slechts betrekking op blootstelling van de bevolking buiten de terreingrens van een inrichting of locatie en via het milieu ten gevolge van lozingen in lucht en water. Werknemers die werkzaam zijn in de betreffende inrichtingen of die werkzaam zijn met bronnen en patiënten die een diagnostische en/of therapeutische behandeling ondergaan en 'personen die niet beroepshalve thuis willens en wetens in aanraking komen met deze patiënten' [1], vallen niet onder de regeling waarvoor hier een berekeningsmethodiek wordt gegeven.

De belangrijkste blootstellingswegen zijn:

- inhalatie - een interne bestraling van vooral de longen door ingeademde activiteit,
- ingestie - een interne bestraling van het lichaam door activiteit na consumptie van vooral groente, vlees, melk en drinkwater,
- submersie in een wolk van radionucliden - dit betreft hoofdzakelijk een externe bestraling van het lichaam aan radioactiviteit in de lucht en
- externe blootstelling vanaf de bodem - dit betreft externe bestraling van het lichaam aan radionucliden in en op de bodem.

Voor de berekening van de blootstelling van de mens wordt uitgegaan van een volwassen man uit een referentiegroep. Zie voor de definitie mr-AGIS [3]. Een belangrijk deel van de parameters rond deze blootstelling zijn reeds beleidsmatig vastgelegd. Het betreft dan bijvoorbeeld de keuze van het voedselpakket, het ademhalings tempo, drinkwaterconsumptie en de regio waaruit voedingsproducten worden verkregen en de te gebruiken dosiscoëfficiënten. Dit zijn de getallen die aangeven welke dosis aan welke inname van activiteit dient te worden toegekend. Zie ook hoofdstuk 7.

3 Atmosferische verspreiding

Dit hoofdstuk behandelt het model voor de verspreiding in de atmosfeer. Naast een korte beschrijving van het conceptuele model worden toepassingen daarvan in programmatuur vermeld. Van het te gebruiken conceptuele model zijn tot op heden twee implementaties in software beschikbaar. Uitgangspunt is de lozing en het resultaat is een concentratie in een specifiek luchtcompartiment, danwel de depositie per oppervlakte-eenheid.

3.1 Processen die in het model beschreven moeten worden

De twee van belang zijnde paden waarlangs blootstelling mogelijk is, zijn inhalatie en externe bestraling afkomstig van radioactief materiaal in de lucht. De dosisschatting hiervoor is nader beschreven in hoofdstuk 7. De resultaten van de verspreidingsberekeningen dienen dan ook direct hiervoor bruikbaar te zijn. Voor de overige belastingpaden dient de depositie naar de bodem te worden beschreven. Het gaat dan om zowel natte depositie via neerslag als om droge depositie. Een ander proces dat soms belangrijk kan zijn, is resuspensie. Dit is het weer ‘opwarrelen’ van materiaal vanaf de bodem. Dit proces kan zowel een inhalatiedosis tot gevolg hebben als een herbesmetting van bijvoorbeeld gewassen.

Standaard: *De te gebruiken modellen voor de verspreiding in de atmosfeer dienen de processen verspreiding, depositie en resuspensie te beschrijven.*

Standaard: *Voor de daarna uit te voeren dosisberekeningen moet de uitvoer van de verspreidingsmodellen minimaal bestaan uit de concentratie in de lucht op grondniveau en de depositie op de bodem.*

3.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters

Met het Nieuw Nationaal Model (NNM) kan de verspreiding van stoffen, die via lozingen in lucht zijn gebracht, worden gemodelleerd. Het NNM wordt toegepast bij het vaststellen van de kwaliteit van buitenlucht, bijvoorbeeld in het kader van milieuvergunningen in het algemeen. Wat betreft lozingen van radioactieve stoffen wordt hierbij aangesloten.

Voor het beheer van dit model is in 1999 een commissie ingesteld. Deze commissie wordt ondersteund door de helpdesk van InfoMil [15]. De conceptuele beschrijving van het NNM, het zogenaamde ‘parse boekje’

[16] kan ook via deze organisatie worden besteld. Tevens zijn twee implementaties van het NNM in software beschikbaar.

3.2.1 Korte beschrijving van het Nieuw Nationaal Model

Omdat de totale beschrijving van het NNM wegens zijn omvang buiten het kader van dit rapport valt (zie [16]) en omdat er programmatuur beschikbaar is waarin deze beschrijving volledig is geïmplementeerd (zie paragraaf 3.2.3), beperkt deze beschrijving zich tot het geven van een globaal beeld.

Er is een drietal methoden volgens welke de verspreiding door de atmosfeer kan worden gemodelleerd. Deze drie zijn het Uur-voor-uur-model, het Klassenmodel en de Monte-Carlo-methode. Alleen het Uur-voor-uur-model heeft de status van Nationaal Model gekregen. In bepaalde omstandigheden is het mogelijk om hier van af te wijken. Dit is bijvoorbeeld het geval als er slechts sprake is van een screening om te zien of er overschrijdingen zijn te verwachten van een bepaalde kritische situatie. Zie daarvoor de documentatie van het NNM.

Het Uur-voor-uur model is, net als de andere methoden, een implementatie van het gaussisch pluimmodel. Hierbij heeft de concentratie van een in de atmosfeer geloosde stof een gaussische verdeling rond de centrale pluimas van het geloosde materiaal. In feite is dit een statistische benadering die de waarschijnlijkheid aangeeft om een bepaalde concentratie aan te treffen. De werkelijkheid is vaak veel grilliger. Indien het model gebruikt wordt voor een schatting van een lange-termijn gemiddelde is dit echter geen probleem.

Een belangrijk verschil met het 'oude' Nationaal Model, ook een gaussisch pluimmodel, is dat voor de bepaling van verspreidingsparameters en de hoogte van de menglaag (het onderste deel van de atmosfeer waarvoor de concentratieberekeningen worden uitgevoerd) een sterk gewijzigde methode wordt toegepast. Zo wordt bijvoorbeeld niet langer gewerkt met het classificatieschema van Pasquill waarbij het weertype wordt ingedeeld op basis van tijd van de dag, windsnelheid en bewolgingsgraad, maar met invoer van windrichting en -snelheid, temperatuur en zoninstraling (globale straling).

Standaard: *Voor verspreidingberekeningen via de atmosfeer wordt gebruik gemaakt van de Uur-voor-uur methode van het Nieuw Nationaal Model (NNM).*

Verfijning: *In bepaalde omstandigheden mag worden afgeweken van de Uur-voor-uur methode en kan gekozen worden voor het Klassenmodel of de Monte-Carlo-methode. Zie hiervoor de nadere documentatie van het NNM.*

3.2.2 Meteorologie en overige uitgangsggevens

Meteorologie

Ten behoeve van de berekeningen dient gekozen te worden uit de langjarige gegevens van de meteostations Schiphol of Eindhoven, afhankelijk van de locatie waarvoor berekeningen worden uitgevoerd. Schiphol is hier wat meteorologie betreft representatief gesteld voor het noordwestelijk deel van Nederland en Eindhoven voor het zuidoosten, waarbij de scheidslijn van Zeeland naar Groningen mag worden verondersteld. De betreffende tijdreeks dient ten minste een periode van vijf jaar en bij voorkeur een periode van tien jaar te beslaan.

Gepulste en continue lozing

Voorals tussen de meteorologische omstandigheden overdag (veelal instabiel) en 's nachts (veelal stabiel) komen verschillen voor. De verspreiding van de pluim en de concentratie aan de grond zullen daarom ook verschillen tussen dag en nacht. Echter, indien er sprake is van een gepulste of anderszins niet-continue lozing moet, indien niet aannemelijk kan worden gemaakt dat de gevolgen significant zullen afwijken van een continue lozing, toch van een continue lozing worden uitgegaan [3].

Als jaarlijkse lozing wordt de som genomen van alle pulslozingen in een jaar.

Standaard: *De te hanteren meteorologische informatie dient een periode van ten minste vijf jaren te omvatten.*

Modelperiode

Overigens zijn de genoemde perioden bedoeld om een goede representatie te verkrijgen van de lange-termijn gemiddelde concentratie- en depositievelden. Voor vaststelling van de dosis voor de mens dient uitgegaan te worden van de situatie na 25 jaar lozing (zie hoofdstuk 2). Hiermee zal bij het bepalen van de depositie rekening gehouden moeten worden.

Depositie

Droge depositie is het neerwaartse verticale transport van gassen (vooral diffusie en absorptie/adsorptie of opname in gewassen aan de oppervlakte) of deeltjes (vooral gravitatie). De snelheid van depositie van gassen is afhankelijk van de stabiliteit, de ruwheidlengte, oppervlakteweerstand, diffusiecoëfficiënt in lucht en het landgebruik (het NNM maakt geen onderscheid tussen de verschillende typen landgebruik), het soort gas en de periode van het jaar. Bij stofdeeltjes zijn, behalve de genoemde factoren voor gassen, ook de deeltjesgrootte, het soortelijk gewicht en de zogenaamde botsingsefficiëntie van belang. De in de beschikbare implementaties gebruikte methoden en parameters worden nader toegelicht in [16].

Natte depositie bestaat uit twee processen, het uitregenen en het uitwassen. Het uitregenen vindt plaats in een regenwolk (opname in de regen) en het

uitwassen onder een regenwolk (de regen wast het gas of de deeltjes uit de lucht). De processen hangen af van de diffusiecoëfficiënt van het gas of de grootte(verdeling) van het stof en de regenintensiteit. Het uitwassen is van belang dichtbij de bron, het uitregenen juist wat verder weg van de bron. Voor hoge bronnen is uitregenen relatief van groter belang dan voor lage bronnen. Beide processen worden in het NNM in rekening gebracht in de vorm van enkele benaderingsformules. Ook van deze formules worden de toe te passen parameters nader toegelicht in [16].

Voor zowel droge als natte depositie wordt door het NNM een afname van de concentratie in de pluim in rekening gebracht.

Standaard: *Voor berekening met het NNM van de depositie van aan deeltjes gehechte radioactiviteit wordt uitgegaan van de categorie 'middelfijn stof', tenzij dit aantoonbaar onjuist is. Voor edelgassen hoeft geen depositie berekend te worden.*

Standaard: *Indien geen nadere informatie beschikbaar is, dient bij elementair jodium een lage oppervlakteweerstand van 50 s m^{-1} te worden toegepast, een diffusiecoëfficiënt van $2 \times 10^{-5} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ en een uitregencoëfficiënt van 10^6 . Bij organisch gebonden jodium dienen deze parameters de waarden 5000 s m^{-1} , $5 \times 10^{-6} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ en $1,2 \times 10^4$ te hebben. Bij de depositie van stof dient altijd een uitregencoëfficiënt van 10^6 te worden gehanteerd.*

Overige invoergegevens

Voor overige invoergegevens en te hanteren randvoorwaarden wordt verwezen naar de documentatie van het NNM [16] en naar eventuele nieuwe handreikingen van de beheerscommissie die door InfoMil ter beschikking (zullen) worden gesteld.

3.2.3 Software-implementaties van het NNM

Omdat de totale omschrijving van het NNM het niet eenvoudig mogelijk maakt om deze berekeningen van de basis af uit te voeren, wordt hier verwezen naar enkele implementaties in programmatuur. Pluim-Plus (versie 3) van TNO en Stacks for Windows van KEMA zijn twee volledige implementaties van het NNM die commercieel verkrijgbaar zijn. Mogelijk komen in de loop der tijd nog andere implementaties beschikbaar. Indien aangetoond kan worden dat de betreffende implementatie voor de gewenste verspreidingsberekeningen wat resultaten betreft overeenstemt met die volgens het NNM, mag ook van zo een applicatie gebruik gemaakt worden.

3.2.4 Ruimte- en tijdsdefinitie voor de berekeningen

De geldigheid van het NNM is vastgesteld voor een gebied tussen 100 m en 25 km van de bron waaruit de gemodelleerde lozing plaatsvindt. Voor de berekening van de dosis door ingestie van besmette voedselproducten wordt

een cirkelvormige regio met een straal van 25 km rond de bron gehanteerd (zie ook paragraaf 6.1).

Voor de directe omgeving van een bron (tot 100 m) is het NNM niet geldig. Hiervoor dient een andere benadering te worden gevolgd. Zie hiervoor paragraaf 3.3.1.

Voor nadere berekeningen van de dosis door inhalatie en externe bestraling zijn de locaties met maximale concentratie en depositie van belang. Voor de nadere berekening van de besmetting van de voedselketen zijn de locatie met de hoogste depositie en de gemiddelde depositie over de genoemde regio rond de bron van belang.

3.3 Processen die niet beschreven worden in het Nieuw Nationaal Model

Zoals is opgemerkt, levert het NNM voor de directe omgeving van een bron (tot circa 100 m) geen geldige resultaten. Voor dit gebied dient dan ook een andere methode te worden gevolgd. Zie paragraaf 3.3.1.

Het NNM geeft een beschrijving van de verspreiding in lucht van inerte gassen en deeltjes. Eventuele chemische of fysische omzettingen (m.u.v. NO₂ uit NO) vormen daarvan geen deel. Omdat hier de verspreiding van radioactief materiaal aan de orde is, dient radioactief verval wel verdisconteerd te worden in de concentratie en depositie. Bij diverse radionucliden zal na verval opnieuw een radioactieve stof ontstaan. Dit geldt bijvoorbeeld voor radionucliden uit de ²³⁸U reeks. Deze ingroei van vervalproducten dient, indien van toepassing, ook te worden berekend. Zie paragraaf 3.3.2.

Standaard: *Radioactief verval dient apart te worden berekend. Indien ook de vervalproducten radioactief zijn, dient met ingroei van deze producten rekening te worden gehouden.*

Het NNM houdt bij de verspreiding geen rekening met resuspensie. Na depositie kan materiaal opnieuw in de lucht komen door turbulenties aan de grond. Resuspensie zal daarom in voorkomende gevallen apart moeten worden gemodelleerd. Zie paragraaf 3.3.3.

3.3.1 Verspreiding in de directe omgeving

Voor het doorrekenen van de mogelijke gevolgen van lozingen in lucht is er soms de behoefte om lozingen naar lucht te beschouwen die op een geringe hoogte (bijvoorbeeld 5 m) en met een gering overschot aan warmte-inhoud (of zelfs geen overschot, d.w.z. geen verschil in warmte tussen omgevings- en lozingslucht) plaatsvinden. Ten behoeve van berekeningen van een maximale blootstelling aan dergelijke lozingen is

het NNM niet geschikt. Immers, de maximale concentraties worden zeer nabij het lozingspunt gemeten (veelal binnen enkele tientallen meters) waar gebouwinvloeden een grote rol zullen spelen. Het NNM levert binnen 100 m geen betrouwbare resultaten. Het SCREEN-model, ontwikkeld door een onderzoeksbureau (Office of Air Quality Planning and Standards; Emissions, Monitoring and Analysis Division, Research Triangle Park, North Carolina) van de U.S. Environmental Protection Agency (EPA) is een model waarmee dit wel kan [17, 18].

Het model

Het SCREEN-model is ontwikkeld door de EPA als eenvoudige methode voor het verkrijgen van concentratieschattingen voor diverse vervuilende stoffen. Het is daarbij gebaseerd op een reeks van screening procedures die zijn beschreven in een onderliggend document [18]. Zowel document als model kunnen bij de EPA (bij het Support Center for Regulatory Air Models [SCRAM]) worden verkregen via hun web-site (www.epa.gov/scram001).

Functie van SCREEN

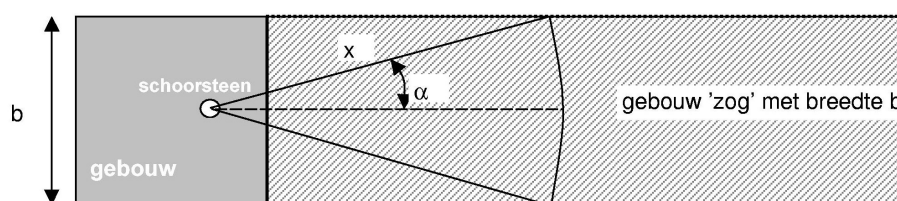
Met SCREEN zijn voor enkelvoudige bronnen de maximale concentraties te berekenen voor opgegeven locaties. Het model zoekt dan bij welke weercombinatie de hoogste concentratie te bereiken valt. Verder is het mogelijk om zgn. building-downwash toe te passen. In dat geval dienen de buitenmaten van het betreffende gebouw te worden aangegeven. Het effect van de building-downwash op de maximale concentratie kan zowel voor het nabije 'zog of kielzog' (Engelse 'wake') als voor het verderaf gelegen 'zog' worden berekend. Tevens is berekening van de maximale concentratie in de 'cavity'-zone, direct naast het gebouw, mogelijk. Hier vindt een recirculatie plaats. Overige opties zijn het verdisconteren van een hogere omgeving van het lozingspunt (o.a. 'plume impaction'), het effect van het opbreken van de inversie.

Met uitzondering van de situatie waarin complexe verhoogde omgevingen worden doorgerekend (24-uur gemiddelden) is er sprake van 1-uur gemiddelde maximumconcentraties. Het is niet mogelijk jaargemiddelde concentraties uit te rekenen.

Bij berekeningen op de korte afstand dient daarom in een nadere beschouwing van een blootgesteld individu de jaardosis te worden vastgesteld op basis van de 1-uur gemiddelde maximale concentratie. Hierbij kan bijvoorbeeld gebruik gemaakt worden van de concentratie aan radionucliden in het geloosde luchtmengsel, dan wel de berekende maximale concentratie in combinatie met het voorkomen van de specifieke (meteo-)situatie.

Standaard: *Bij berekeningen op de korte afstand dient in een nadere beschouwing van een blootgesteld individu te worden vastgesteld of deze geen dosis zal ontvangen die binnen de vergunning niet is toegestaan voor leden van de bevolking.*

Hierbij is een schatting nodig van de frequentie van voorkomen van een specifieke windrichting. Als wordt aangenomen dat het betreffende gebouw waaruit geloosd wordt een breedte van b meters heeft, dan ontstaat er een gebied achter dit gebouw (in de luwte), dat ook wel zog (of kielzog) genoemd wordt, met ongeveer dezelfde breedte (zie *Figuur 1*). Als men zich in dit gebied bevindt, dan kan geloosd materiaal binnen een zeker bereik aan windrichtingen (hoek 2α in *Figuur 1*) nog binnen ditzelfde zog komen en daar op een afstand x van het lozingspunt voor een blootstelling zorgdragen. Afhankelijk van de afstand tot het lozingspunt en de breedte van het gebouw kan de hoekgrootte van deze windsector berekend worden. De hoek 2α is een relatieve hoek en geeft dus niet de windrichting aan.



Figuur 1 Schematische weergave van het 'bron'-gebouw (met schoorsteen) en het gebouw-'zog'. Voor een punt op afstand x van de schoorsteen (lozingspunt) zal voor windrichtingen binnen een hoek 2α [$=2 \cdot \text{ArcSin}(b/2x)$] de lozing in het zog komen en tot een blootstelling aanleiding kunnen geven.

De frequentie van voorkomen van de windrichting is niet gelijk voor alle richtingen, maar zelfs afhankelijk van de locatie binnen Nederland. De frequentie is dan ook niet te verkrijgen door slechts de berekende hoek (2α) te delen door 360° . Meteorstation Beek heeft van de vijftien hoofdstations van het KNMI de meest 'afwijkende' windrichtingverdeling, d.w.z. dat dit station de minst homogene verdeling heeft van windrichtingen over de totale windroos [19].

hoek (2α)	frequentie van voorkomen (%)	Frequentie van voorkomen van windrichting (inclusief windstilte) voor een verschillend aantal windsectoren rond ZW-wind voor station Beek. Zie voor berekening van de betreffende hoek <i>Figuur 1</i> . De maximale hoek bedraagt 180° . Dit is het geval als men zich zeer nabij de bron zou bevinden. Voor hoeken die tussen de hier gegeven hoeken in liggen kan geïnterpoleerd worden.
0	0	
20	17,2	
40	30,5	
60	41,8	
80	50,0	
100	55,4	
120	60,2	
140	63,3	
160	66,0	
180 (=max)	68,4	

Bovenstaande tabel is afgeleid van deze verdeling. Afhankelijk van de berekende waarde voor 2α kan hier de maximale frequentie van voorkomen van windrichtingen binnen zo'n hoek worden afgelezen.

Het zo gevonden percentage mag gebruikt worden om de eerder berekende maximale concentratie om te zetten naar een jaargemiddelde concentratie. Indien de maximumconcentratie op grondniveau binnen 100 m van de bron wordt berekend, hoeft geen verdere verspreidings- en depositieberekening met het NNM te worden uitgevoerd. Omdat depositie op een landbouwareaal van enig belang in zo'n geval zeer gering zal zijn, zal ook de ingestieroute van minder belang zijn. Dosisberekening kan dan gericht zijn op directe blootstelling aan de luchtlozing via externe straling en inhalatie.

Standaard: *Indien de maximumconcentratie op grondniveau binnen 100 m van de bron wordt berekend, hoeft geen verdere verspreidings- en depositieberekening met het NNM te worden uitgevoerd. Dosisberekening kan dan gericht zijn op directe blootstelling aan de luchtlozing via externe straling en inhalatie.*

3.3.2 Radioactief verval en ingroei van vervalproducten

Tijdens transport en na depositie zal de hoeveelheid radioactief materiaal afnemen door radioactief verval. Voor de berekening van de concentratie levert dit een probleem op. Daarvoor moet immers bekend zijn hoelang de verspreiding tot de betreffende locatie heeft geduurd. Voor langlevende (vergeleken met de transporttijd) radioactieve stoffen zal dit nauwelijks tot een wijziging in de concentratie leiden. Voor kortlevende radioactieve stoffen kan een schatting van het radioactief verval gemaakt worden door de afstand bron-receptor te delen door de gemiddelde windsnelheid voor de receptorlocatie. Deze tijdsduur kan dan gebruikt worden voor het vaststellen van het radioactief verval en de eventuele ingroei van radioactieve vervalproducten. Als er ingroei optreedt, zal dit hoogstwaarschijnlijk ook al het geval zijn geweest vóór de lozing. Wellicht is het betreffende radionuclide dan al in radioactief evenwicht met zijn vervalproduct(en). In dat geval kan een zelfde concentratie voor de vervalproducten worden aangenomen.

Bij een depositiesnelheid B_i^* (radionucliden $\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$) kan het aantal radionucliden i per oppervlakte eenheid, N_i na depositie op de bodem in die bodem berekend worden volgens:

$$\frac{dN_i}{dt} = B_i^* - \lambda_i N_i \quad (1)$$

B_i^* : depositiesnelheid van radionuclide i ($\text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$)

N_i : het aantal radionucliden per oppervlakte eenheid van type i (m^{-2})

λ_i : de vervalconstante van radionuclide i (s^{-1})

Hieruit volgt een activiteit $A_i(t)$ voor radionuclide i op een willekeurig tijdstip t van:

$$A_i(t) = \lambda_i N_i = \frac{B_i}{\lambda_i} (1 - e^{-\lambda_i t}) \quad (2)$$

$A_i(t)$: activiteit van radionuclide i (Bq m^{-2})

B_i : depositiesnelheid radionuclide i ($=\lambda_i B_i^*$) ($\text{Bq m}^{-2} \text{ s}^{-1}$)

Als een radionuclide een halveringstijd heeft die kort is vergeleken bij de integratieperiode van 25 jaar (ga uit van halveringstijden van minder dan 5 jaar), dan wordt de tijdgeïntegreerde activiteit op de bodem constant. Het radioactief verval is dan in 'evenwicht' met de aanvoer door depositie.

Indien het vervalproduct ook weer radioactief is, dan is ook ingroei van belang. Evenals bij de concentratie geldt hier dat bij kortlevende vervalproducten de ingroei mogelijk al vóór de lozing heeft plaatsgevonden. Zo zitten bij een ertsverwerkend bedrijf wellicht product en vervalproduct beide (reeds in evenwicht) in de grondstof (de erts). In dat geval kan de concentratie van het vervalproduct gelijkgesteld worden aan die van de 'ouder/moeder'. Indien dit echter niet het geval is, of als er sprake is van een radionuclidenreeks, dan moet een ingroeiberekening plaatsvinden die iets ingewikkelder is. Uitgaande van een constante depositiesnelheid B_1 van het deponerende radionuclide (hier aangegeven met index 1) moeten dan de volgende vergelijkingen, die gebaseerd zijn op de zogenaamde Bateman vergelijkingen [20], opgelost worden:

$$\left. \begin{aligned} N_n(t) &= C_1 e^{-\lambda_1 t} + C_2 e^{-\lambda_2 t} + \dots + C_n e^{-\lambda_n t}, \\ C_1 &= \frac{B_1 \lambda_1 \dots \lambda_{n-1}}{(\lambda_2 - \lambda_1)(\lambda_3 - \lambda_1) \dots (\lambda_n - \lambda_1)}, \\ C_2 &= \frac{B_1 \lambda_1 \dots \lambda_{n-1}}{(\lambda_1 - \lambda_2)(\lambda_3 - \lambda_2) \dots (\lambda_n - \lambda_2)}, \\ &\dots \\ &\dots \\ C_n &= \frac{B_1 \lambda_1 \dots \lambda_{n-1}}{(\lambda_1 - \lambda_n)(\lambda_2 - \lambda_n) \dots (\lambda_{n-1} - \lambda_n)}. \end{aligned} \right\} \quad (\text{met } n \geq 2) \quad (3)$$

De radioactiviteit van de opvolgende vervalproducten ($n=2, 3, \dots$) kan dan berekend worden door het aantal radionucliden per oppervlakte-eenheid, $N_n(t)$, met de vervalconstante λ_n te vermenigvuldigen.

3.3.3 Resuspensie

Gedeponeerde radionucliden en radionucliden die zich in of op de bodem bevinden kunnen door middel van resuspensie weer in de lucht gebracht worden en hierdoor een bijdrage leveren aan de dosis door inhalatie. Dit belastingpad kan van belang zijn bij lang-levende radionucliden met een hoge dosiscoëfficiënt voor inhalatie. Vooral transuranen [21], d.w.z. alle

radionucliden met een atoomnummer hoger dan dat van uranium (>92), kunnen dan belangrijk zijn.

Standaard: *Voor lozingen die geen transuranen bevatten, behoeft het proces resuspensie niet opgenomen te worden.*

Besmetting op de bodem

Bij een oppervlaktebesmetting van de bodem kan de concentratie in de lucht door resuspensie van radionuclide i berekend worden volgens:

$$C_{i,\text{res}}(t) = r(t) C_{i,\text{g}}(t) \quad (4)$$

$C_{i,\text{res}}$: activiteitsconcentratie in de lucht door resuspensie (Bq m⁻³)
 $C_{i,\text{g}}(t)$: activiteitsconcentratie op de bodem (Bq m⁻²)
 $r(t)$: tijdsafhankelijke resuspensiecoëfficiënt (m⁻¹)

De resuspensiecoëfficiënt is tijdsafhankelijk omdat door binding aan bodemmateriaal de hoeveelheid materiaal die weer in de lucht kan komen, zal afnemen. Deze afname wordt meestal als volgt gemodelleerd [22, 23]:

$$r(t) = r_0 e^{-\lambda_{\text{res}} t} + r_\infty \quad (5)$$

In [23] worden de volgende waarden als standaard genomen:

r_0 : resuspensiecoëfficiënt op tijdstip $t=0$, 10⁻⁶ m⁻¹
 r_∞ : resuspensiecoëfficiënt op tijdstip $t=\infty$, 10⁻⁹ m⁻¹
 λ_{res} : resuspensie vervalconstante, ln(2) jaar⁻¹

Besmetting in de bodem

Voor de resuspensie van bodemdeeltjes waarbij de activiteit homogeen verdeeld is in de bovenste bodemlaag kan gebruik gemaakt worden van:

$$C_{i,\text{res}}(t) = \frac{C_{i,\text{g}}(t) a_r}{\rho} \quad (6)$$

a_r : stofconcentratie in lucht 37x10⁻⁹ kg m⁻³
 $C_{i,\text{g}}(t)$: activiteitsconcentratie in de bodem (Bq m⁻³)
 ρ : dichtheid bodem 1300 kg m⁻³

De genoemde stofconcentratie is de 50-percentielwaarde voor landelijke gebieden in Nederland in de periode 1977-1981 [24]. De activiteitsconcentratie in de bodem wordt berekend volgens de methode zoals gegeven in paragraaf 5.2. De dichtheid van de Nederlandse bodem varieert van 1200 kg m⁻³ voor klei tot 1300-1400 kg m⁻³ voor zand. In de berekeningen kan worden uitgegaan van een gemiddelde waarde (1300 kg m⁻³) [25].

4 Verspreiding via oppervlaktewater

Dit hoofdstuk behandelt de verspreiding in water. Eerst wordt in algemene termen aangegeven welke belastingpaden beschreven dienen te worden. Vervolgens wordt het gekozen conceptuele model aangegeven met de te gebruiken parameterwaarden. Het uitgangspunt is de lozing en het resultaat is een concentratie in oppervlaktewater en slib.

4.1 Belastingpaden die beschreven moeten worden

Er kunnen twee categorieën van lozingen vanuit een inrichting of locatie worden onderscheiden, namelijk:

- lozingen op het riool en via zuivering naar het oppervlaktewater
- lozingen direct op het oppervlaktewater

Bij de uiteindelijke lozing in het oppervlaktewater kan er sprake zijn van verschillende watersystemen, zoals een rivier, meer, estuarium of zee. Er kan niet één algemeen toepasbaar conceptueel model gegeven worden voor de verspreiding in water omdat per systeem andere processen van belang kunnen zijn. Zo zal voor een rivier het debiet in sterke mate de concentratie in het water bepalen, terwijl voor een meer dit een veel minder relevante parameter is. Wel kan algemeen gesteld worden dat zaken als verdunning, radioactief verval, transporttijd en het proces van binding van de radionucliden in het water aan de aanwezige slibdeeltjes van belang zijn voor de verspreiding in het systeem. Aangezien de slibdeeltjes kunnen sedimenteren, zullen de relevante belastingpaden niet alleen van het gebruik van het water afhangen, maar ook van het gebruik van het sediment.

Belastingpaden die relevant zijn na lozingen in water zijn:

- de drinkwaterproductie en -distributie
- besmetting van vis
- de besmetting van melk, vlees, tuinbouw- en akkerbouwproducten en
- externe bestraling.

De eerste twee treden op via de directe besmetting van het water en de laatste twee als gevolg van irrigatie of overdracht van sediment naar land (o.a. uiterwaarden).

Standaard: *De besmetting van drinkwater en producten van het land wordt alleen gemodelleerd indien geloosd wordt in zoet oppervlaktewater.*

4.2 Beschrijving van te hanteren methodiek

Omdat modellering van de diverse van belang zijnde (verspreidings-) processen veelomvattend kan zijn en omdat in veel gevallen de hoeveelheid radioactiviteit in de lozingen naar water beperkt is of zal zijn, is een twee-

trapsbenadering gemaakt voor de te hanteren methode van verspreidingsberekening:

1. *De 'snelle' methode* - Op basis van eerder uitgevoerde berekeningen is een set van gegevens beschikbaar waaruit op eenvoudige wijze een bovenschatting gegeven kan worden van de concentratie in diverse oppervlaktewateren en de transporttijd die daarbij hoort (dit i.v.m. radioactief verval en verplaatsing naar visgebieden).
2. *De gedetailleerde methode* - In plaats van de 'snelle' methode kan een meer gedetailleerde methode toegepast worden, die minder conservatief zal zijn in het schatten van de dosis. Deze methode zal echter in veel gevallen meer omvattend zijn.

Beide methoden worden hier nader toegelicht.

4.2.1 Verspreiding - de 'snelle' methode

In een situatie waarin lozingen in water relatief gering zijn, is het niet zinnig om met een zeer gedetailleerd modelgereedschap de potentiële dosis via een serie belastingpaden uit te rekenen. Voor die situaties is de volgende 'snelle' methode geschikt.

Evenals voor de meer gedetailleerde methode, zoals die hierna wordt beschreven, kan voor drie verschillende categorieën (al dan niet gezuiverde lozing in zoet oppervlaktewater en lozing in zee) een snellere schatting gemaakt worden van de concentratie in water en sediment op basis van reeds eerder uitgevoerde berekeningen. Een goed voorbeeld hiervan is de 'Transport Atlas of the Southern North Sea' [26].

Concentratie in oppervlaktewater

Of een lozing nu via een zuiveringsinstallatie, d.w.z. via het riool, plaatsvindt of niet, is wat betreft de radioactiviteit soms in het geheel niet belangrijk. In de 'snelle' methode wordt dan ook aangenomen dat er geen activiteit uit het lozingswater wordt gefilterd.

Bij lozing op een rivier of meer mag de concentratie in het geloosde water als maat worden genomen voor de concentratie in het oppervlaktewater. Dat levert in het algemeen een grove overschatting op. Het is dan ook toegestaan rekening te houden met de verdunning die optreedt:

- Voor lozing in een rivier of zeecompartment mag deze verdunningsfactor berekend worden als de verhouding tussen lozingsdebiet (in m³ per jaar) en debiet van de rivier (zie tabel 1 in bijlage 4) of het betreffende zeecompartment (ook in m³ per jaar). Het is dan wel vereist dat de lozingen constant zijn. Indien dit niet het geval is, dienen de beide debieten over die periode gekozen te worden die een maximum oplevert in de verhouding, i.e. de geringste verdunning.
- Voor lozing op een meer, plas of deels gesloten watergebied (bijvoorbeeld Biesbosch) mag aangenomen worden dat volledige menging van het geloosde water in het oppervlaktewater optreedt binnen

tweemaal de gemiddelde verblijfstijd van het water in dat betreffende bekken. Uitgaande van een menging lineair met de tijd kan dan ook een verdunningsfactor worden uitgerekend.

Overigens dient voor de gebruikte debieten een redelijke waarde aangenomen te worden die veelal afhankelijk is van bijvoorbeeld de lozingslocatie. Bij twijfel kan bijvoorbeeld RIZA of RIKZ geraadpleegd worden.

Standaard: *De concentratie in oppervlaktewater mag gelijk gesteld worden aan die in het geloosde water.*

Verfijning: *Indien van toepassing mag een verdunningsfactor toegepast worden, die gebaseerd is op het debiet van de lozing en dat van het langsstromende oppervlaktewater.*

Bij depositie vanuit de lucht (Bq m^{-2}) wordt het lozingstempo bepaald aan de hand van het oppervlak van het compartiment dat het watersysteem beschrijft. Veelal zal dit belastingpad niet belangrijk zijn vergeleken bij de directe depositie op land.

Voor grotere afstanden, d.w.z. als rivieren in de zee zijn uitgemond, kan de concentratie geschat worden op basis van bijvoorbeeld de eerder genoemde atlas. In tabel 1 is voor een aantal rivieren en andere wateren aangegeven wat de verdunningsfactor op zee bedraagt voor verschillende visgebieden. Tevens is de gemiddelde transporttijd naar die visgebieden gegeven, want naast de verdunning die optreedt door menging met 'schoon' water dient hier ook rekening gehouden te worden met radioactief verval. Tevens dient rekening gehouden te worden met ingroei van vervalproducten. Dit mag worden benaderd door evenwicht te veronderstellen met het nuclide waaruit de vervalproducten zijn ontstaan (overschatting).

Concentratie in sediment en slib

Voor de concentratie in slib moet in de 'snelle' methode gebruik gemaakt worden van dezelfde aanname als in de gedetailleerde methode, namelijk:

$$C_{i,\text{slib}} = (1 - F_{w,i}) C_{i,w} = \frac{K_{d,i} Z_s}{1 + K_{d,i} Z_s} C_{i,w} \quad (7)$$

$C_{i,\text{slib}}$: concentratie radionuclide i aan slib gebonden	(Bq m^{-3})
$F_{w,i}$: fractie van radionuclide i in opgeloste fase	(-)
$C_{i,w}$: concentratie van radionuclide i in water	(Bq m^{-3})
$K_{d,i}$: distributiecoëfficiënt voor radionuclide i in slib	$(\text{Bq kg}^{-1})(\text{Bq m}^{-3})^{-1}$
Z_s	: zwevend slibgehalte in water	(kg m^{-3})

De concentratie in de vaste slibfractie wordt verkregen door vermenigvuldiging van $C_{i,\text{slib}}$ en Z_s . Voor de overdracht van radioactiviteit naar land, via sediment en irrigatie, wordt verwezen naar paragraaf 4.2.3.

4.2.2 Verspreiding - de gedetailleerde methode

In tegenstelling tot de verspreiding in lucht, waar gekozen is voor het NNM, is er voor de verspreiding in water geen conceptueel model aan te wijzen dat algemeen gebruikt kan worden. Wel kan algemeen gesteld worden dat veel van de gebruikte waterverspreidingsmodellen zogenaamde compartimentenmodellen zijn waarbij het systeem opgedeeld is in segmenten waarbinnen volledige menging wordt verondersteld. Ook voor de beschrijving van een waterzuiveringsinstallatie kan uitgegaan worden van een compartimentenmodel [27].

Voor rivieren, meren en zeeën kan het systeem door middel van een beperkt aantal compartimenten worden weergegeven omdat zij relatief homogeen zijn waardoor de plaatsafhankelijkheid van processen een minder belangrijke rol speelt. In estuaria wijzigen als gevolg van eb en vloed grootheden zoals het zuurstof- en zoutgehalte over kortere afstanden dan bij de overige systemen. Hierdoor is opsplitsing in kleinere compartimenten noodzakelijk.

Standaard: *Voor alle watersystemen die in Nederland voorkomen (rivier, meer, estuarium en zee) kan een compartimentbenadering gekozen worden.*

Voor rivieren geldt dat de hoogste concentratie in water voorkomt in het compartiment waarin geloosd wordt. De verdere opdeling van het systeem in sub-compartimenten kan op verschillende wijzen geschieden: een opdeling in water, bovenste sedimentlaag, onderste sedimentlaag enz., waarbij de opsplitsing verticaal en naar materiaalsoort plaatsvindt, of een opsplitsing in de lengterichting van een watersysteem. Transport vindt bij een compartimentenmodel dan ook uitsluitend over compartimentgrenzen plaats, zowel van buitenaf als tussen compartimenten onderling.

Standaard: *Voor een rivier kan volstaan worden met de modellering van het compartiment waarin wordt geloosd en de relevante visgebieden.*

De verhouding tussen de aan het slib gebonden en de opgeloste hoeveelheid radionucliden kan worden aangegeven met de distributiecöefficient K_d (Bq kg^{-1})(Bq m^{-3})⁻¹. Deze nuclide-specifieke parameter beschrijft de evenwichtssituatie en is afhankelijk van o.a. de bodemsoort, deeltjesgrootteverdeling en omgevingsfactoren als de pH, de mate van oxidatie of reductie en het zoutgehalte. Dit heeft tot gevolg dat de grootte van de parameter sterk locatiespecifiek en tijdsafhankelijk zal zijn. Naast de onzekerheid veroorzaakt door omgevingsfactoren wordt de onzekerheid in deze parameter sterk bepaald door de experimentele omstandigheden [28]. De waarden in de literatuur bevatten beide vormen van onzekerheid [29]. Ondanks het feit dat voor de K_d een waarde per sediment- of bodemtype gebruikt zou moeten worden [30, 31, 32, 33], wordt vaak slechts één waarde gegeven per nuclide,

omdat in de literatuur onvoldoende gestructureerde informatie beschikbaar is om onderscheid naar bodem- of sedimenttype te maken. Elders wordt voorgesteld om voor dit type berekeningen slechts één waarde per groep van nucliden te geven [34]. In het kader van Nederlandse studies naar de mogelijke consequenties voor de mens van opslag van radioactief afval in steenzout is een vergelijking gemaakt tussen waarden uit verschillende overzichtsrapporten [29, 35].

Standaard: *Voor de distributiecoëfficiënt K_d volstaat het om één waarde per nuclide te nemen (zie tabel 2).*

Verfijning: *Voor de distributiecoëfficiënt K_d mag een bodemtype-afhankelijke waarde, als die beschikbaar is voor de specifieke locatie, toegepast worden.*

Binnen een compartiment wordt de geadsorbeerde ($1-F_{w,i}$) en opgeloste ($F_{w,i}$) fase beschreven met behulp van:

$$F_{w,i} = \frac{1}{1 + K_{d,i} Z_s} \quad (8)$$

$F_{w,i}$: fractie van radionuclide i in opgeloste fase (-)
 $K_{d,i}$: distributiecoëfficiënt voor radionuclide i $(\text{Bq kg}^{-1})(\text{Bq m}^{-3})^{-1}$
 Z_s : zwevend slibgehalte in water (kg m^{-3})

Standaard: *Voor het zwevend slibgehalte dient gebruik te worden gemaakt van locatiespecifieke gegevens. Indien voor het zwevend slibgehalte geen gegevens voorhanden zijn, kan gebruik gemaakt worden van de in tabel 3 [35, 36, 37] gegeven waarden.*

De algemene eerste-orde differentiaalvergelijking voor de massabalans per compartiment j is:

$$\frac{dN_{i,j}}{dt} = \sum_{j \neq l} K_{jl} N_{i,l}(t) - \sum_{j \neq l} K_{lj} N_{i,j}(t) + W_{i,j}(t) - \lambda_{0,i} N_{i,j}(t) + \lambda^{p_i} N_j^{p_i}(t) \quad (9)$$

$N_{i,j}$: inhoud van radionuclide i in compartiment j (Bq)
 $N_j^{p_i}$: hoeveelheid van de moedernuclide in compartiment j (Bq)
 K_{lj} : overdrachtscoëfficiënt van compartiment j naar compartiment l (a^{-1})
 K_{jl} : overdrachtscoëfficiënt van compartiment l naar compartiment j (a^{-1})
 $W_{i,j}$: lozingstempo van radionuclide i in compartiment j (Bq a^{-1})
 $\lambda_{0,i}$: vervalconstante van radionuclide i (a^{-1})
 λ^{p_i} : vervalconstante van het moedernuclide van radionuclide i (a^{-1})

Voor het berekenen van de concentratie ($C_{i,j}$, Bq m⁻³) moet de radionuclide-inhoud gedeeld worden door het volume (V_j , m³) van het betreffende compartiment:

$$C_{i,j} = \frac{N_{i,j}}{V_j} \quad (10)$$

Bij depositie vanuit de lucht (Bq m⁻²) wordt het lozingstempo bepaald aan de hand van het oppervlak van het compartiment dat het watersysteem beschrijft.

Met behulp van de overdrachtscoëfficiënten K_{lj} en K_{jl} worden de verschillende processen beschreven die van belang zijn voor het transport tussen de compartimenten. Ze geven aan hoeveel maal per tijdseenheid de radionuclide-inhoud van een compartiment verplaatst wordt naar een volgend compartiment. Op voorhand is niet te zeggen welke processen een belangrijke rol spelen voor de activiteitsconcentratie in een compartiment. Omdat het stroomgebied waarop geloosd wordt van belang is, kan geen algemene beschrijving van het systeem gegeven worden. Daarom wordt een minimum pakket gegeven voor de processen die in de modellen opgenomen moeten worden.

De processen die mogelijk een rol spelen worden in het navolgende in beschouwing genomen. Voor de verschillende overdrachtscoëfficiënten wordt een mogelijke berekeningswijze aangegeven met waarden voor de relevante parameters. De beschreven overdrachtscoëfficiënten beslaan niet het gehele scala van mogelijk optredende processen. Het is denkbaar dat onder invloed van temperatuur, zuurstof- en zoutgehalte etc. de fysische/chemische verschijningsvorm van het radionuclide verandert. Dit kan leiden tot coagulatie, adsorptie, oplossing e.d.. Voor een samenhangende en consistente beschrijving is meestal, zowel omtrent het procesverloop als het relatieve belang ervan, te weinig bekend, daarom:

Standaard: *De fysisch-chemische verschijningsvorm van een radionuclide en de invloed daarvan op diverse processen hoeft niet in de verspreidingsmodellering opgenomen te worden.*

Radioactief verval en ingroei van radioactieve vervalproducten

Tijdens het transport van de radionucliden treedt radioactief verval op. Wanneer het vervalproduct eveneens radioactief is, kan ook dit een bijdrage leveren aan de totale stralingsdosis.

Standaard: *Radioactief verval dient in de berekeningen meegenomen te worden. Indien het vervalproduct ook radioactief is, moet tevens de ingroei, verspreiding en opname hiervan gemodelleerd worden.*

Transport door stroming

Als gevolg van stroming zal de inhoud van het compartiment naar een volgend compartiment getransporteerd worden.

De overdrachtscoëfficiënt (K_{lj}) wordt bepaald met:

$$K_{lj} = \frac{D_j}{V_j} \quad (11)$$

D_j : debiet van compartiment j ($\text{m}^3 \text{a}^{-1}$)
 V_j : volume van compartiment j (m^3)

Het sediment in een rivier, zee of estuarium wordt in stroomafwaartse richting getransporteerd. De overdrachtscoëfficiënt (K_{lj}) hiervoor is:

$$K_{lj} = \frac{v_{\text{sed}}}{l_r} \quad (12)$$

v_{sed} : snelheid van het sedimenttransport (m a^{-1})
 l_r : lengte riviercompartiment (m)

Standaard: *Voor het debiet en de transportsnelheid van het sediment moeten locatiespecifieke parameterwaarden gebruikt worden. Indien deze niet voorhanden zijn, wordt verwezen naar tabel 4.*

Sedimentatie en resuspensie

Zwevend slib zal onder invloed van de zwaartekracht uitzakken. Dit proces wordt sedimenteren genoemd. Dit houdt in dat activiteit van de waterkolom naar de bodem wordt getransporteerd. Het omgekeerde, resuspensie, is ook mogelijk als gevolg van waterbeweging, bioturbatie (het omwoelen van de bodem door dierlijk leven) etc. De snelheid waarmee beide processen verlopen, is plaatsafhankelijk.

Standaard: *In de berekeningen (voor een evenwichtssituatie) wordt aangenomen dat de resuspensiesnelheid vanaf de waterbodem gelijk is aan de sedimentatiesnelheid. De moeilijk te bepalen invloed van processen als begraving, erosie en bioturbatie hoeft dan niet afzonderlijk bepaald te worden.*

Overigens is de opgebouwde concentratie van radioactiviteit in het sediment wel van belang omdat deze via bijvoorbeeld overstroming op het land kan komen. Zie de 'snelle' methode voor de berekening van de concentratie van radionucliden in slib en/of sediment.

Voor radionucliden met een lage K_d ($< 1 (\text{Bq kg}^{-1})(\text{Bq m}^{-3})^{-1}$) is sedimentatie en dus ook resuspensie, geen belangrijk proces [38].

Standaard: *Voor radionucliden met een K_d lager dan 1 ($Bq\ kg^{-1}$)($Bq\ m^{-3}$) $^{-1}$ hoeft sedimentatie niet in de berekeningen meegenomen te worden. De waarde voor de sedimentatie dient uit metingen te worden bepaald of te zijn gebaseerd op ander onderzoek.*

Interactie poriewater-oppervlaktewater

Het water dat zich in de sedimentlaag bevindt (poriewater), kan opgeloste radionucliden uitwisselen met het oppervlaktewater door middel van diffusie. In het sediment zullen vrijwel alle radionucliden (voor zover aanwezig) geadsorbeerd zijn aan de vaste fase [39]. De specifieke interactieprocessen via poriewater naar het oppervlaktewater en terug is dan ook al impliciet opgenomen in het sedimentatieproces en hoeft daarom niet meer apart te worden verdisconteerd in de berekeningen.

Standaard: *De interactie tussen porie- en oppervlaktewater wordt niet in de verspreidingsberekeningen opgenomen.*

Biologische degradatie

Bij de afbraak van organische stoffen door organismen kan de fysische/chemische verschijningsvorm van het radionuclide veranderen. Dit proces wordt niet in de verspreidingsberekeningen meegenomen omdat het door veranderende omgevingsfactoren binnen een systeem sterk locatie-specifiek zal zijn.

Standaard: *De verschijningsvorm van de radionucliden wordt verondersteld tijdens het transport niet te wijzigen.*

4.2.3 Overige overdrachtsprocessen

Overdracht van sediment op land

Als gevolg van overstromingen en baggeractiviteit kan sediment op land terechtkomen [40]. Verder kan zuiveringsslib, weliswaar in zeer beperkte mate, gebruikt worden als meststof voor het land. Zie voor berekening van deze term paragraaf 5.2.1 over de bodembesmetting.

Voor de Bemmelse waard blijkt de sedimentoverdracht per uiterwaard en binnen een uiterwaard een orde van grootte te kunnen verschillen [41] ten gevolge van o.a. reliëf-verschillen, verschillen in stroomsnelheid en -patroon en overstromingsverschillen. De verschillen in sedimentatie zijn daarbij zeker niet specifiek voor de Bemmelse waard.

Standaard: *Voor de overdracht van sediment op het land wordt als beste schatting 1 mm a^{-1} gekozen waarbij de hoeveelheid sediment die maximaal per jaar op land terechtkomt gelijk is aan de totale hoeveelheid sediment aanwezig in het riviercompartment ($K_{ij,max} = 1 \text{ a}^{-1}$).*

Voorschrift: *Voor naar boven gehaalde baggerspecie dient uitgegaan te worden van locatie-specifieke gegevens.*

Irrigatie

Het oppervlaktewater kan gebruikt worden als irrigatiewater voor het aangrenzende akker- of weiland. De overdrachtscoëfficiënt voor de wateroverdracht kan als volgt beschreven worden:

$$K_{ij} = \frac{I A}{V_j} \quad (13)$$

A : oppervlak van land (m²)
 I : irrigatie (m a⁻¹)
 V_j : volume van het compartiment (m³)

De mate van irrigatie loopt uiteen van gemiddeld $0,08 \text{ m a}^{-1}$ voor akkerbouwgrond tot $0,1 \text{ m a}^{-1}$ voor grasland en $0,125 \text{ m a}^{-1}$ voor fruitteelt en volle grond-groententeelt [42].

Standaard: *Voor irrigatie dient een waarde van $0,1 \text{ m a}^{-1}$ te worden gebruikt.*

5 Verspreiding in bodem

In dit hoofdstuk wordt het conceptuele model voor de verspreiding in bodem behandeld. Eerst wordt kort aangegeven hoe de bodem besmet kan worden en wat de relevante belastingpaden zijn. Vervolgens wordt het gekozen conceptuele model besproken met de te gebruiken parameterwaarden. Het uitgangspunt is de activiteitsconcentratie in water of lucht of eventueel in een opgebracht materiaal (bijvoorbeeld afval of slib) en het resultaat is een activiteitsconcentratie in de bodem.

5.1 Belastingpaden en blootstellingswegen van belang

Onder reguliere omstandigheden vindt geen directe besmetting van de bodem plaats vanuit een locatie. Dat is ook niet toegestaan. De bodem kan echter wel indirect besmet raken door depositie van radionucliden vanuit de lucht (zie hoofdstuk 3), door irrigatie of door de overdracht van sediment (uiterwaarden) of (haven)slib (zie hoofdstuk 4) op akker- of weiland of via opgebaggerd en opgespoten zand in woongebieden. Voor de beschrijving van het tot stand komen van de bodembesmetting en de belastingpaden die in de dosisberekeningen meegenomen moeten worden, wordt daarom verwezen naar de betreffende hoofdstukken. Daar wordt ook aangegeven wat het relevante modelgebied is en welk tijdstip na aanvang van de lozing in de dosisberekeningen beschouwd moet worden.

De belangrijkste blootstellingswegen voor de mens zijn:

- consumptie van groenten en andere voedselproducten (gekweekt op besmette bodem);
- consumptie van melk en vlees van vee dat heeft gegraasd op besmette bodem, bijvoorbeeld uiterwaarden;
- inhalatie van geresuspendeerd materiaal of anderszins uit de bodem vrijkomende stoffen (bijvoorbeeld exhalatie van radon);
- externe bestraling door radionucliden in of op de bodem bij verblijf op landbouwgrond of in uiterwaarden.

Voor de besmetting van producten in de voedselketen wordt verwezen naar hoofdstuk 6 en voor inhalatie naar paragraaf 7.1.

5.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters

5.2.1 Het compartimentenmodel

Bij de meeste tot op heden uitgevoerde modelberekeningen naar de gevolgen van bovengrondse lozingen van radionucliden wordt gebruik gemaakt van zeer eenvoudige modellen voor het bodemcompartiment. Dit is o.a. het gevolg van de complexiteit van de te beschrijven processen en de moei-

lijkheid deze gedetailleerd te beschrijven. Tevens zullen de meeste radionucliden accumuleren in de bovenste laag van de bodem, i.e. nauwelijks uitspoelen en in grond- en oppervlaktewater komen. Is de uitspoeling gering dan zullen andere factoren, zoals de moeilijk te kwantificeren bioturbatie, een belangrijke invloed hebben op de verdeling van stoffen in de bodem [43, 44, 45]. Voor landbouwgronden zal vooral menselijk handelen, zoals ploegen, de verdeling van radionucliden door de bovenste lagen bepalen.

Vaak wordt daarom slechts één bodemcompartiment beschreven, namelijk de doorwortelde zone, waarin de radionucliden homogeen gemengd voorkomen en waaruit ze worden uitgespoeld of bij uitgesproken retentie (het vasthouden door de bodem) alleen verdwijnen door radioactief verval [34, 46, 47]. Een andere reden om slechts een beperkt aantal lagen te onderscheiden is het feit dat experimenteel bepaalde overdrachtscoëfficiënten van bodem naar gewas meestal zijn gebaseerd op de gemiddelde activiteit in de bovenste laag van 10 à 20 cm (aanbevelingen in [48]). Alleen bij een extreme, inhomogene distributie van de radionucliden in de doorwortelde laag zal de overdracht verschillen ten opzichte van een homogene distributie [49, 50]. Bij een piekbelasting kan zich bijvoorbeeld alleen radioactiviteit bevinden op de bodem. Deze levert dan nog geen bijdrage aan de opname via plantenwortels. Anderzijds is door de aanname van het langdurige karakter van een lozingssituatie (25 jaar) niet te verwachten dat zo'n extreem geval zich voordoet.

In navolging van de verspreiding in water wordt voor de besmetting van de bodem ook gekozen voor een compartimentenmodel. In eerste instantie wordt deze modellering in een vereenvoudigde vorm beschreven, gevolgd door de meer algemene. Hier kan echter al worden opgemerkt dat het veelal niet nodig is een zeer gedetailleerde berekening gebaseerd op een multi-compartimentenmodel te maken. Verderop in deze paragraaf wordt aangegeven wanneer dergelijke vereenvoudigingen niet meer gerechtvaardigd zijn en een meer complexe aanpak nodig is.

In de meest eenvoudige vorm kan het transport in de bodem beschreven worden met een enkelvoudig compartimentenmodel. In dat geval is er sprake van een toename van de activiteit van een radionuclide in dat bodemcompartiment door depositie (Φ) vanuit de lucht (of door het opbrengen van 'besmette' grond of slib) en door het eventuele verval van een moedernuclide (p_i). Tegelijk is er sprake van afname van activiteit door radioactief verval van het radionuclide en eventuele uitspoeling ($-K_i$) uit het bodemcompartiment. Andere processen van verwijdering zijn erosie en resuspensie. Meestal kan het transport in de bodem dan ook beschreven worden aan de hand van een eerste-orde differentiaalvergelijking voor de massabalans:

$$\frac{dN_i}{dt} = -K_i N_i(t) + \Phi_i(t) - \lambda_{0,i} N_i(t) + \lambda^{p_i} N^{p_i}(t) \quad (14)$$

N_i : hoeveelheid van radionuclide i in bodemcompartiment (Bq)

N^{pi}	: hoeveelheid van de moedernuclide van radionuclide i in bodemcompartiment	(Bq)
K_i	: verwijderingscoëfficiënt radionuclide i vanuit bodemcomp.	(a^{-1})
Φ_i	: flux van radionuclide i uit lucht naar bodemcompartiment	($Bq a^{-1}$)
$\lambda_{o,i}$: vervalconstante radionuclide i	(a^{-1})
λ^{pi}	: vervalconstante van de moedernuclide van radionuclide i	(a^{-1})

De besmetting door depositie vanuit de lucht en de overdracht via slib wordt beschreven met behulp van de flux (Φ_i). De flux als gevolg van depositie kan berekend worden met:

$$\Phi_i = B_{\text{gem}} A_{\text{regio}} \quad (15)$$

A_{regio}	: oppervlakte van de directe regio	(m^2)
B_{gem}	: gemiddelde depositie over de directe regio	($Bq m^{-2} a^{-1}$)

De flux als gevolg van de overdracht van slib kan berekend worden met:

$$\Phi_i = C_{i,\text{slib}} M_{\text{slib}} A_{\text{regio}} \quad (16)$$

$C_{i,\text{slib}}$: concentratie van radionuclide i in slib	($Bq kg^{-1}$)
M_{slib}	: hoeveelheid slib op land gebracht	($kg m^{-2} a^{-1}$)
A_{regio}	: oppervlakte van de directe regio (straal 25 km: $\sim 2,0 \times 10^9 m^2$)	(m^2)

Zie voor de beschrijving van de directe regio of voedselgebied hoofdstuk 2. Overigens mogen niet alle soorten bagger- of zuiverings-slib straffeloos op het land gebracht worden (zie bijvoorbeeld [51, 52]).

Standaard: *Voor de toepassing van baggerslib en andere secundaire materialen geldt dat dit volgens het Bouwbesluit slechts is toegestaan voor een beperkt aantal materialen.*

Standaard: *Maximaal mag er 2000 $kg ha^{-1}$ (= 0,2 $kg m^{-2}$) zuiverings-slib per jaar op land gebracht worden. Deze waarde dient te worden gebruikt in de berekeningen. Zie voor specificatie van toe te passen zuiverings-slib [52].*

5.2.2 Uitspoeling

Radionucliden die door atmosferische depositie, irrigatie of de overdracht van sediment of slib op land worden gebracht, zullen binden aan bodemdeeltjes, door percolerend water langzaam uitgespoeld worden en verdwijnen uit de laag waarin biologische activiteit optreedt. De overdrachtscoëfficiënt K_i die de verwijdering uit de bodem door andere processen dan verval beschrijft, houdt vaak alleen rekening met verwijdering door uitspoeling (percolerend water). Deze uitspoelingsconstante voor radionuclide i wordt dan uitgedrukt in een aantal locatiespecifieke gegevens volgens [46]:

$$K_i = \frac{P + I - E_{\text{evap}}}{\theta h \left(1 + \frac{K_{d,i} \rho}{\theta}\right)} \quad (17)$$

P	: neerslag	(m a^{-1})
I	: irrigatie, ca. 0,1 m a ⁻¹	(m a^{-1})
E_{evap}	: verdamping, $P - E_{\text{evap}}$ = neerslagoverschot bedraagt ca. 0,35 m a ⁻¹	
$K_{d,i}$: distributiecoëfficiënt in bodem voor radionuclide i	$(\text{m}^3 \text{kg}^{-1})$
θ	: relatief vochtgehalte, ca. 20%	$(-)$
ρ	: dichtheid, ca. 1300 kg m ⁻³ [25]	
h	: dikte bodemlaag, 0,2 m (voor grasland: 0,1 m)	

Standaard: *Aangezien de dosis bepaald dient te worden na een gelimiteerde lozingsperiode van 25 jaar, hoeft (naast radioactief verval) alleen met uitspoeling rekening te worden gehouden.*

Gezien de geringe spreiding die binnen Nederland optreedt in het verschil tussen neerslag en verdamping $P - E_{\text{evap}}$, het zogenaamde neerslagoverschot (0,3 tot 0,4 m a⁻¹), is gekozen voor één waarde voor heel Nederland [53]. Aangezien voor de irrigatie I , 0,1 m a⁻¹ wordt genomen (zie hoofdstuk 4) is, uitgaande van een neerslagoverschot van 0,35 m a⁻¹, de teller in bovenstaande vergelijking, $P + I - E_{\text{evap}}$ gelijk aan 0,45 m a⁻¹. Waarden voor de distributiecoëfficiënt, K_d , voor de bodem worden gegeven door diverse auteurs. Indien geen bodemspecifieke waarden voorhanden zijn, dient een waarde uit tabel 2 te worden genomen. Het relatieve vochtgehalte θ van de landbouwgronden ligt rond de 20% [25]. Deze waarde wordt hier overgenomen. Omdat de meeste radionucliden zullen accumuleren in de bovenste laag van de bodem, i.e. nauwelijks uitspoelen, wordt voor de dikte van het compartiment, h , de dikte van de doorwortelde zone genomen, i.e. 0,2 m (voor grasland: 0,1 m) [48]. De parameterwaarden zijn samengevat in tabel 5.

Standaard: *Voor modellering van verspreiding van radionucliden in de bodem wordt accumulatie in en verwijdering uit een homogeen veronderstelde toplaag, met een dikte van 0,2 m voor akkerland en 0,1 m voor grasland [48], berekend.*

De vergelijking levert alleen de verwijdering door uitspoeling op. Verwijdering door bijvoorbeeld resuspensie en erosie is niet opgenomen. Als een nuclide nauwelijks uitgespoeld wordt (grote K_d), zal zij accumuleren tot de toevoer door depositie wordt geneutraliseerd door een verlies als gevolg van radioactief verval. Vooral bij sterk adsorberende nucliden met een lange halveringstijd, zoals de meeste transuranen (atoomnummer >92), is dit een weinig realistische benadering. In dat geval zullen erosie en resuspensie wel degelijk belangrijke processen van verwijdering worden. Zie ook paragraaf 3.3.3.

Verfijning: *Voor radionucliden waarbij verwijdering door uitspoeling slechts een onaanzienlijk transport in de bodem vertegenwoordigt, mogen processen als bioturbatie, resuspensie en erosie in beschouwing worden genomen. Dit kan leiden tot een meervoudig compartimentenmodel.*

5.2.3 Grondwater

Dat zeker bij diffuse verspreiding via de atmosfeer de stralingsbelasting via drinkwater bereid uit grondwater van ondergeschikt belang is, blijkt uit de in Nederland uitgevoerde radioactiviteitsmetingen in de periode 1960-1970 [54, 55, 56] n.a.v. de atoombomproeven. Ingestie van drinkwater (bereid uit zowel oppervlaktewater als grondwater) heeft slechts voor 0,5 - 2,5% bijgedragen aan de totale belasting met ^{90}Sr (zwak adsorberend aan bodem) en voor 0% aan de belasting met ^{137}Cs (sterk adsorberend). Verder wordt telkens vastgesteld dat water verkregen uit een mengsel van rivier-, duin- en grondwater beduidend meer ^{90}Sr bevat dan dat uitsluitend uit grondwater verkregen.

Standaard: *Gezien de te verwachten geringe bijdrage aan de maximale individuele dosis na 25 jaar lozing, hoeft verspreiding in de verzadigde zone van de bodem, met het oog op de berekening van een drinkwaterdosis, niet gemodelleerd te worden.*

Indien een opslag daartoe aanleiding geeft, dient uitspoeling van radioactiviteit uit de bodem (naar het grondwater) te worden beschouwd (zie 5.2.2). Het is mogelijk, bijvoorbeeld als de opslag nabij een oppervlaktewater gelegen is, dat dit grondwater een besmetting van het oppervlaktewater tot gevolg heeft. In dat geval dienen de consequenties van deze besmetting in beschouwing te worden genomen.

5.2.4 Generalisatie naar multi-compartimentenmodel

Meerdere lagen en dus modellering van migratie komt voor bij complexere modellen. Het gaat daarbij over ongestoorde profielen (grasland en bosgronden). Aan de bovenste laag (bijvoorbeeld met een dikte van 1 cm) worden dan radionucliden toegevoegd door depositie, uitspoeling uit planten en excretie door dieren, terwijl ze eruit verdwijnen door verval, uitspoeling naar de volgende laag, opname door planten, ingestie door dieren en resuspensie. In de onderliggende laag, van bijvoorbeeld 1 tot 10 cm, komen alleen nucliden terecht door uitspoeling, terwijl ze eraan worden onttrokken door opname door planten, uitspoeling en verval. Overdracht tussen lagen wordt hierbij bepaald door een combinatie van percoleren van bodemwater en biologische activiteit.

Bij toepassing van een multi-compartimentenmodel zal vergelijking (14) overgaan in:

$$\frac{dN_{i,j}}{dt} = \sum_{j \neq l} K_{jl} N_{i,l}(t) - \sum_{j \neq l} K_{lj} N_{i,j}(t) + \Phi_{i,j}(t) - \lambda_{0,i} N_{i,j}(t) + \lambda^p_i N_j^{p_i}(t) \quad (18)$$

$N_{i,j}$: radionuclide i inhoud in compartiment j (Bq) (Bq)

$N_j^{p_i}$: hoeveelheid van de moedernuclide van radionuclide i in compartiment j (Bq)

K_{jl} : overdrachtscoëfficiënt van compartiment l naar compartiment j (a^{-1})

K_{lj} : overdrachtscoëfficiënt van compartiment j naar compartiment l (a^{-1})

$\Phi_{i,j}$: flux van radionuclide i vanuit bodem of lucht compartiment j (Bq a^{-1})

$\lambda_{0,i}$: vervalconstante (a^{-1})

λ^p_i : vervalconstante van de moedernuclide van radionuclide i (a^{-1})

De eerste term is hierbij een uitbreiding die de toename van radioactiviteit in een compartiment weergeeft ten gevolge van uitspoeling vanuit een ander compartiment. Voor een volledig generieke benadering dient vervolgens ook nog gesommeerd te worden over alle mogelijke compartimenten die een uitspoeling naar of van het betreffende compartiment (j in dit geval) hebben. Voor de beschrijving van de overdrachtscoëfficiënten K_{lj} voor de besmetting van de bodem door water (irrigatie) of sedimentoverdracht wordt verwezen naar hoofdstuk 4 en vergelijking (12) voor compartiment j .

6 Modelling van de voedselketen

In dit hoofdstuk wordt het conceptuele model voor de opname van radionucliden via de voedselketen behandeld. Eerst worden de te modelleren processen beschreven en vervolgens de bijbehorende formules gegeven met de te gebruiken parameterwaarden. Het uitgangspunt is de concentratie in bodem of ruw water voor drinkwaterbereiding en resultaten zijn concentraties in voedselproducten en drinkwater.

6.1 Processen die in het te gebruiken model beschreven moeten worden

In de dosisberekeningen voor de verschillende bronnen speelt de ingestie van verschillende besmette producten, zoals drinkwater, melk, vlees, vis en groenten een belangrijke rol. De opname van radionucliden door mens, dier en plant moet daarom beschreven worden.

Standaard: *Voor de producten die door de referentiepersoon geconsumeerd worden, dient uitgegaan te worden van de productgroepen en hoeveelheden die in de mr-AGIS zijn gegeven [3] (zie ook tabel 6).*

Voor een modellering ten behoeve van vergunningverlening is het meestal niet noodzakelijk om alle genoemde producten te beschouwen. In de nadere analyse wordt namelijk ervan uitgegaan dat door lozingen naar de atmosfeer alleen effecten optreden in de regio direct rondom de bron. Vroeger [4] werd hiervoor het betreffende COROP-gebied gehanteerd: zie bijvoorbeeld [57]. Dit uitgangspunt is nu voor de individuele dosis verlaten. Het is immers veelal niet bekend hoe ‘voedselstromen’ verlopen en waar producten worden gekweekt. Zo komt melk, afhankelijk van de winkel, uit een geheel andere regio. Een andere reden is dat er niet-reële verschillen kunnen optreden in de resultaten van analyses van twee gelijke bedrijven aan weerszijden van een dergelijke gebiedsgrens. Een directe regio rond een bron is overigens wel gewenst, omdat het consumeren van landbouwproducten binnen een regio een potentieel belastingpad van de mens vormt. In het meest ongunstige geval is er dan sprake van een overschatting. Deze hier in te voeren ‘directe regio’ wordt gevormd door het gebied dat binnen een straal van 25 km van de bron ligt. Er wordt dan aangenomen dat een belangrijk deel van de geproduceerde voedselproducten uit dit gebied komen. Bij de besmetting mag een middeling over dit gebied plaatsvinden.

Er zijn echter producten die overduidelijk van buiten deze directe regio komen en deze hoeven dan ook in de berekening niet meegenomen te worden. Producten, zoals rijst en uitheems fruit, worden betrokken uit het buitenland, d.w.z. dat ze niet of nauwelijks besmet zullen zijn door lozingen van bronnen in Nederland. Zelfs vlees van vee, dat in de intensieve veehouderij (varkens, kippen en kalveren) gehouden wordt, kan vanwege

toepassing van voer dat veelal van buiten de directe regio en zelfs van buiten Nederland betrokken wordt, deels buiten de nadere analyse blijven. Zie paragraaf 6.2.3.

Standaard: *Het besmettingsniveau van rijst, uitheems fruit, andere uitheemse producten (olijven, rietsuiker, soja, etc.), oliën, vetten en hartige sauzen hoeft niet berekend te worden.*

Standaard: *De besmetting van vruchten- en groentesappen, frisdranken, bier en de overige alcoholische dranken hoeven voor de individuele dosis alleen meegenomen te worden indien deze in de directe regio geproduceerd (kunnen) worden en er gebruik gemaakt wordt van drinkwater uit oppervlaktewater of van producten die in die directe regio verbouwd worden.*

Standaard: *Voor de overige producten wordt voor de berekening van de individuele dosis aangenomen dat ze alle betrokken worden uit de directe regio waarin geloosd wordt (m.u.v. vis).*

Wanneer de mate van besmetting van de diverse voedingsproducten wordt gecombineerd met het consumptiepatroon van een persoon uit de referentiegroep, dan kan direct de jaarlijkse inname van radioactief materiaal worden berekend. De diverse producten worden echter niet allemaal direct geconsumeerd. Er is meestal sprake van een periode tussen oogst of productie en consumptie, ook wel bewaarperiode of transporttijd genoemd. Verder blijkt dat tijdens de bereiding van diverse producten voor consumptie er een reductie optreedt in de besmetting. Op beide punten wordt nader ingegaan in paragraaf 6.3.

Afgezien van verval tijdens een eventuele bewaarperiode, is er ook sprake van een seizoensafhankelijk karakter van de besmetting van sommige voedingsproducten: koeien staan bijvoorbeeld slechts een deel van het jaar buiten en spinazie staat alleen in het voorjaar op het land. Wanneer van een continue besmetting van gewassen en weidegras wordt uitgegaan, is er sprake van een overschatting van de blootstelling door ingestie.

Standaard: *Voor bladgroenten wordt beleidsmatig (zie mr-AGIS) aangenomen dat de helft van het voedsel uit de (potentiële) moestuin van de referentiepersoon komt. De rest van de producten wordt, wat besmetting betreft, gemiddeld over de betreffende directe regio rond de bron.*

In afwijking van de veeteelt- en akkerbouwproducten worden visproducten geacht uit het van toepassing zijnde visgebied te komen en dat is verschillend voor zeevis, zoetwatervis en schaal- en schelpdieren (zie tabel 7).

6.2 Beschrijving van het conceptuele model met te gebruiken parameters

De totale radioactiviteit die via ingestie in het lichaam komt, is een som van de concentratie van radionucliden in alle bijdragende voedingsproducten vermenigvuldigd met de hoeveelheden van die voedingsproducten in het voedselpakket.

Bij ingestie van de voedingsmiddelen, uit het in de mr-AGIS voorgeschreven voedselpakket [3], die zijn geproduceerd op besmette grond, worden diverse voedselgroepen onderscheiden: een aantal plantaardige producten en gewassen voor directe consumptie door de mens, voedergrassen (hoofdzakelijk weidegras en maïs), en de dierlijke producten melk en vlees. Bij besmetting van oppervlaktewater kunnen diverse andere voedingsmiddelen betrokken zijn. Het gaat dan om drinkwater, vis en schaal- en schelpdieren. De modellering van de concentratie in de diverse producten wordt beschreven in de volgende paragrafen.

6.2.1 Concentratie in gewassen (incl. voedergrassen)

De concentratie $C_{i,v}$ in (het eetbare gedeelte van) gewassen (Bq kg^{-1}) wordt berekend met de volgende vergelijking [21]:

$$C_{i,v} = \underbrace{\left(B_i R_i \frac{(1 - e^{-(\lambda_{o,i} + \lambda_{w,i})t_a})}{Y(\lambda_{o,i} + \lambda_{w,i})} \right)}_1 + \underbrace{C_{i,g} B_{i,v}}_2 e^{-\lambda_{o,i}t_b} \quad (19)$$

B_i	: depositietempo van radionuclide i	$(\text{Bq m}^{-2} \text{ a}^{-1})$
$B_{i,v}$: concentratiecoëfficiënt radionuclide i voor bodem \rightarrow gewas (Bq kg^{-1} versgewicht plant) / (Bq kg^{-1} droge grond)	
$C_{i,g}$: concentratie radionuclide i in de grond	(Bq kg^{-1})
R_i	: weerhouden fractie van radionuclide i door het gewas	(-)
t_a	: tijd van blootstelling aan depositie	(a)
t_b	: tijd verlopen tussen oogst en consumptie	(a)
Y	: massa van het op het land staande gewas	(kg m^{-2})
$\lambda_{o,i}$: vervalconstante radionuclide i	(a^{-1})
$\lambda_{w,i}$: verwijderingsconstante radionuclide i	(a^{-1})

Besmetting kan het gevolg zijn van deels interceptie van atmosferische depositie of van besmet irrigatiewater (deel 1, vgl 19), en deels opname via de wortels uit besmette grond (deel 2, vgl 19). Verder is voor het gehalte aan kortlevende radionucliden, dat bij consumptie wordt teruggevonden, de tijd van belang die is verlopen sinds het oogsten van het gewas (deel 3, vgl 19), zie ook paragraaf 6.3.

Standaard: *Wanneer een parameter plantsoortafhankelijk is, dient een indeling in vier gewasklassen, te weten (blad)groenten, granen, wortel- en knolgewassen en gras (conform de indeling in [29, 35, 48]) gebruikt te worden.*

De verschillende parameters worden hier achtereenvolgens besproken.

Het depositietempo, B_i ($\text{Bq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), bij lozingen in lucht, wordt besproken in hoofdstuk 3.

Het depositietempo als gevolg van irrigatie wordt bepaald met behulp van:

$$B_i = C_{i,w} I \quad (20)$$

$C_{i,w}$: radionuclide i concentratie in (irrigatie)water (Bq m^{-3})
 I : hoeveelheid irrigatie (m a^{-1})

Beide parameters worden besproken in hoofdstuk 4.

Voor de overdracht van bodem naar het eetbare gedeelte van het gewas wordt vaak geadviseerd voor elk element een andere concentratiecoëfficiënt B_v te gebruiken per gewasklasse, zoals granen en bladgroenten. De verschillen in bodem-plant overdracht die optreden bij wijzigen van de landbouwtechnieken zijn klein in vergelijking met de verschillen die tussen gronden bestaan [58, 59]. Een onderscheid per grondsoort, zoals veen en kleigrond, mag dus daarom als voldoende beschouwd worden. Evenals voor de distributiecoëfficiënt, K_d , zijn hiervoor echter weinig gestructureerde gegevens voorhanden. Daarom geldt de volgende aanbeveling:

Standaard: *Voor de transfer van radioactief materiaal van bodem naar gewas wordt een nuclide-afhankelijke concentratiecoëfficiënt gebruikt [30, 35, 60, 61], zie tabel 8.*

Verfijning: *Indien bodem- en gewasafhankelijke concentratiecoëfficiënten voorhanden zijn, wordt aanbevolen deze te gebruiken [30].*

Slechts een deel van de radioactiviteit deponeert op de bodem en kan dan via die bodem en de wortels een besmetting van een gewas geven. Deels wordt de depositie ook al ‘onderschept’ door het gewas dat op het veld staat. De door het gewas weehouden fractie, R , wordt bepaald met behulp van de formule van Chamberlain [62]:

$$R = 1 - e^{-\mu_{\text{gewas}} Y} \quad (21)$$

Y : massa van het op het land staande gewas (kg m^{-2})
 μ_{gewas} : interceptieconstante van gewas ($\text{m}^2 \text{ kg}^{-1}$)

Voor de interceptieconstante, μ_{gewas} , worden de waarden volgens [63, 64] gebruikt, zie tabel 9.

De opbrengst, Y , is afhankelijk van gewas- en bodemsoort. Aangezien elk gewas voornamelijk geteeld wordt op gronden waarop de hoogste opbrengsten zijn te behalen, zijn de onderlinge verschillen gering en hoeft in de berekening geen rekening gehouden te worden met bodemsoortafhankelijkheid. Gemiddelde waarden voor Nederland worden gegeven in tabel 9 [65, 66].

Voor de verwijderingsconstante $\lambda_{w,i}$ (omvat verwijdering door wind, neerslag, afsterven en vraat door insecten en herbivoren) wordt in de praktijk veelal een zelfde waarde gegeven voor alle radionucliden, nl. $17,98 \text{ a}^{-1}$ [34, 46, 67, 68]. Alleen voor jodium wordt een andere waarde genomen, nl. $31,55 \text{ a}^{-1}$.

6.2.2 Concentratie in melk en vlees (rond en schaaap)

Net zoals mensen kunnen dieren uitwendig worden besmet of juist inwendig na inhalatie van besmette lucht of ingestie van besmet voedsel, drinkwater of besmette grond. Elk van deze onderdelen zal bij runderen bijdragen aan de radionuclideconcentratie in het vlees of de melk. Ten opzichte van besmetting door ingestie is de bijdrage van inhalatie en uitwendige besmetting bij reguliere lozingen echter te verwaarlozen [69, 70]. Berekend op basis van de droge stof inname, draagt ingestie van grond voor circa 4% bij tot het dieet van runderen (bij schapen tot 20%) [38].

Standaard: *Voor de door ingestie door vee opgenomen hoeveelheid radioactiviteit dient een gewogen gemiddelde te worden berekend op basis van de concentraties in de onderscheiden onderdelen van het voederdieet (water, gras en grond).*

De gewogen concentratie in het veevoer $C_{i,\mu v}$, (Bq L^{-1} of Bq kg^{-1}) wordt berekend volgens

$$C_{i,\mu v} = \sum_j f_j C_{i,v,j} \quad (22)$$

f_j : het proportioneel aandeel van onderdeel j in het dieet (-)
 $C_{i,v,j}$: de concentratie van radionuclide i in dieetonderdeel j (Bq kg^{-1} of Bq L^{-1})

De dieetonderdelen die meegenomen worden zijn water, gras en grond. De concentratie in het gras is te berekenen volgens de methode beschreven in 6.2.1. De concentratie in het water of de grond wordt berekend met de methoden zoals gegeven in hoofdstukken 4 en 5.

Met behulp van het gewogen gemiddelde, $C_{i,\mu v}$, kan dan de concentratie in melk ($C_{m,\text{ing}}$) of in vlees ($C_{vl,\text{ing}}$) berekend worden:

$$C_{i,m,\text{ing}} = F_{m,i} C_{i,\mu v} Q_v e^{-\lambda_{o,i} t_b} \quad (23)$$

$$C_{i,vl,\text{ing}} = F_{vl,i} C_{i,\mu v} Q_v e^{-\lambda_{o,i} t_b} \quad (24)$$

Q_v : dagelijkse consumptie van het dier (kg d^{-1}) of (L d^{-1})

- t_b : de tijd verlopen tussen melken/slachten en consumptie van het product (melk of vlees) (a)
- $F_{m,i}$: concentratiecoëfficiënt naar melk voor radionuclide i (Bq L^{-1}) per (Bq d^{-1})
- $F_{v,i}$: concentratiecoëfficiënt naar vlees voor radionuclide i (Bq kg^{-1}) per (Bq d^{-1})
- $\lambda_{o,i}$: vervalconstante radionuclide i (a^{-1})

De dagelijkse consumptie van water, gras en grond is weergegeven in tabel 10 [29, 71]. Voor de waarde van t_b wordt verwezen naar paragraaf 6.3. Voor de concentratiecoëfficiënten $F_{m,i}$ en $F_{v,i}$ dienen de waarden volgens tabel 8 te worden gekozen.

6.2.3 Concentratie in overige producten van het land afkomstig

Voor een belangrijk deel wordt de stralingsbelasting via de ingestieblootstellingsweg bepaald door de eerder genoemde producten van het land en de in paragraaf 6.2.4 en volgende genoemde producten uit water. Er is echter nog een groot aantal andere producten die aanzienlijk kunnen bijdragen aan deze dosis. Deze paragraaf gaat nader in op deze overige producten van het land.

Granen

Granen en graanproducten (zoals brood) kunnen gelijk aan groenten worden beschouwd. Alleen voor de interceptie gelden andere waarden (zie tabel 9).

Peulvruchten

Peulvruchten kunnen gelijk aan bladgroenten worden beschouwd. Alleen voor de interceptie geldt een andere waarde (zie tabel 9).

Fruit(-sappen)

Voor fruit dient een onderscheid gemaakt te worden tussen in- en uitheems fruit. Aangenomen wordt dat eventuele besmetting van fruit door lozingen in Nederland alleen de inheemse producten kan betreffen. Het gaat hier dan vooral om appels, peren en aardbeien. Hetzelfde geldt voor de sappen afkomstig van fruit. Voor de berekening mag uitgegaan worden van alleen appels als inheems fruit en appelsap als fruitsap van eigen bodem. Overige aanpak is gelijk als die voor groenten, met aangepaste interceptie en oogstopbrengst (zie tabel 9).

Soep

Van soepen wordt aangenomen dat deze voor het grootste deel bestaan uit water. De overige bestanddelen die oorzaak van besmetting zouden kunnen zijn, zoals groenten, vlees of kip, worden geacht reeds in die categorieën te zijn meegenomen. Soep kan dus als drinkwater worden behandeld.

Groentesappen en overige dranken

Voor groentesappen en overige dranken, zoals frisdranken (exclusief fruitsappen) en bier, geldt een vergelijkbare argumentatie als voor soep. Ook deze kunnen als drinkwater worden behandeld.

Kaas en andere houdbare melkproducten

Een kilogram kaas wordt uit een veel grotere hoeveelheid melk bereid. Deze zogenaamde productie-efficiency bedraagt circa 10%. Daar staat tegenover dat radionucliden slechts voor 10-20% uit de melk in de bereide kaas achterblijven [30]. Dit kan netto dan ook resulteren in een concentratieverhoging met een factor 2. Tevens mag aangenomen worden dat de kaas een maand oud is (jonge kaas).

Voor overige langer houdbare zuivelproducten, zoals boter (retentiefactor ca. 4%, maar productie-efficiency ook ca. 4%), yoghurt e.d. kan aangenomen worden dat de concentratie gelijk is aan die in melk. Voor deze producten mag een bewaartijd (voor consumptie) van een week gehanteerd worden.

Kalfsvlees

Bij jonge dieren is de transfer van radionucliden veelal hoger dan voor volwassen dieren. Voor kalfsvlees ligt dit bij een aantal bekende waarden een factor 10 hoger. Veelal worden kalveren echter grootgebracht in stallen en worden ze gevoed met melk, melksubstituten, hooi en maïs. Deze producten zullen niet of minder besmet zijn (ca. 50%) of activiteit is reeds voor een belangrijk deel (kort-levende radionucliden) vervallen (ca. 50%). Voor het berekenen van de concentratie van een radionuclide in kalfsvlees mag dan ook aangenomen worden dat slechts de helft van het voer besmet is en dat die activiteit reeds twee maanden aan het vervallen is. Als vervolgens de concentratie analoog aan die voor rundvlees wordt berekend, dient deze nog met een factor 10 vermenigvuldigd te worden voor kalfsvlees.

Varkensvlees

Voor varkens geldt evenals voor kalveren dat ze veelal op stal worden grootgebracht. Een belangrijk deel van het voer is daarbij afkomstig van tot brok geperst droog voer (van diverse soms buitenlandse herkomst) en soja. Slechts een deel van het voer zal dan ook besmet kunnen zijn (bijvoorbeeld maïs, aardappelen e.d.). Voor dit besmette deel (hier op 50% gesteld) mag ook nog een vervaltijd van twee maanden worden aangenomen. Vervolgens kan de concentratie analoog aan die voor rundvlees worden berekend.

Overig/gemengd vlees

Van overig/gemengd vlees mag aangenomen worden dat de concentratie daarin gelijk is aan die in schapenvlees.

Omdat schapen veel korter gras eten dan runderen en soms ook op veel schraler terrein lopen, moeten ze een relatief groter oppervlak afgrazen. Op die wijze doen ze een grotere activiteit op dan runderen. Dit is een belangrijke reden dat schapenvlees, waarbij de in vergelijking met runderen hogere transfercoëfficiënt van voer naar vlees wordt gecompenseerd door de geringere consumptie, toch hogere concentraties radionucliden kan bevatten.

Voor schapenvlees moet de concentratie in rundvlees daarom met een factor twee worden vermenigvuldigd.

Kip, ander gevogelte en eieren

Evenals voor varkens en kalveren geldt voor kippen dat deze (voor de markt) onder zeer geconditioneerde omstandigheden worden opgefokt. Ten behoeve van de dosisberekeningen mag ervan worden uitgegaan dat de transfercoëfficiënt naar kippenvlees gemiddeld een factor 100 hoger ligt dan bij rundvlees [30], maar dat tevens de consumptie door kippen in kilogram een factor 200 lager ligt [30]. Bij de berekening dient aangenomen te worden dat het voer van kippen voor 100% uit graan bestaat, hetgeen een overschatting is. Voor dit voer mag ook nog een periode van twee maanden van radioactief verval worden aangenomen. De concentratie van een radionuclide in kippenvlees mag daarom afgeleid worden uit die in rundvlees door deze laatste te vermenigvuldigen met de verhouding van de besmetting in graan (na twee maanden radioactief verval) en die in gras.

Voor de besmetting in (kippen)eieren, maar ook voor die in overig gevogelte mogen de concentraties, zoals voor kippenvlees berekend, worden gebruikt.

Diversen

Van de productcategorie 'Diversen', zoals die wordt genoemd in de mr-AGIS [3], wordt aangenomen dat die bestaat uit diverse producten die niet direct van Nederlandse bodem afkomstig zijn. Er mag dan ook worden aangenomen dat deze producten door eventuele lozingen van radioactief materiaal binnen Nederland niet worden besmet.

6.2.4 Concentratie in drinkwater

Bij de bereiding van drinkwater uit oppervlaktewater wordt zwevend slib en de daaraan gebonden activiteit grotendeels verwijderd door bezinking en filtering. Ook door andere zuiveringstechnieken kan een deel van de radioactiviteit worden verwijderd. Het rendement van de zuivering is echter afhankelijk van de nuclide en de toegepaste methode (zie bv. [37, 72]). Soms zijn er wel methodes mogelijk, maar zijn die slechts in ongevalsomstandigheden een optie [73]. Deze worden hier buiten beschouwing gelaten. Verder zal ook radioactief verval optreden in de tijd tussen het onttrekken van water aan rivier of meer en de consumptie ervan. Afhankelijk van het innamepunt en het type drinkwaterproductie (bv. eerst opslag in spaarbekkens of filtering via duininfiltratie) kan deze tijd aanzienlijk oplopen. Als minimumtijd tussen inname van water voor productie van drinkwater en levering aan het drinkwaternet dient een periode van zeven dagen te worden genomen.

Spaarbekkens

Bij de productie van drinkwater uit oppervlaktewater wordt meestal gebruik gemaakt van grote spaarbekkens, die gevuld worden vanuit de grote rivieren.

In tabel 11 wordt voor een aantal bekkens de gemiddelde verblijftijd gegeven. De verblijftijd van het water in het bekken bepaalt de daling in activiteit van het drinkwater, als gevolg van verval. Door de diverse behandelingen die ruw water ondergaat voordat het drinkwater is, kan een reductie van de activiteitsconcentratie worden bereikt voor radionucliden. Het is echter vooralsnog niet duidelijk hoe groot die reductie zal zijn. Voor de verdere berekening wordt het effect van die behandelingen dan ook verondersteld niet aanwezig te zijn.

Standaard: *Voor de periode tussen inname van (ruw) water voor drinkwaterproductie en levering aan het net dient 7 dagen te worden gerekend.*

Verfijning: *Indien er bij de bereiding van drinkwater sprake is van een spaarbekken, mag de gemiddelde verblijftijd in dat spaar-bekken worden genomen, mits dit meer is dan een week.*

Standaard: *Voor de reductie van radioactiviteit in het drinkwater dient naast het radioactief verval rekening gehouden te worden met het uitfilteren van aan zwevend slib geadsorbeerde activiteit.*

Verfijning: *Er mag rekening gehouden worden met de werkelijke procesgang van drinkwaterproductie wat betreft de doorstroomtijd. Dit dient echter wel met feiten onderbouwd te worden.*

De concentratie in het drinkwater ($C_{i,dw}$, Bq m⁻³) kan dan berekend worden met:

$$C_{i,dw} = C_{i,w} F_{w,i} e^{-\lambda_{o,i} t_b} \quad (25)$$

$C_{i,w}$: concentratie radionuclide i in rivier- of meerwater (Bq m⁻³)
 $F_{w,i}$: fractie radionuclide i in water opgelost (-)
 t_b : tijd tussen inname ruw water en consumptie van het water (a)
 $\lambda_{o,i}$: vervalconstante radionuclide i (a⁻¹)

De concentratie in het rivier- of meerwater wordt bepaald met behulp van de methode uit hoofdstuk 4. De fractie van de radioactiviteit in het water opgelost ($F_{w,i}$) kan per nuclide worden berekend volgens de methode uit hoofdstuk 4:

$$F_{w,i} = \frac{1}{1 + K_{d,i} Z_s} \quad (26)$$

$K_{d,i}$: distributiecoëfficiënt zwevend slib voor radionuclide i (Bq kg⁻¹)
per (Bq m⁻³)
 Z_s : zwevend slibgehalte in water (kg m⁻³)

Waarden voor de distributiecoëfficiënt, $K_{d,i}$, worden voor water (zee, estuarium en zoetwater) gegeven in tabel 2. In tabel 3 wordt het zwevend slibgehalte, Z_s , gegeven voor enkele drinkwaterproductiegebieden [37].

Voor enkele waarden van t_b wordt verwezen naar paragraaf 6.3.

6.2.5 Concentratie in vis, schaal- en schelpdieren

Bioaccumulatie in zoet- of zoutwater-organismen wordt beïnvloed door de samenstelling van het water, sediment-water-interacties en de eigenschappen van betrokken organismen (zoals grootte, leeftijd en trofisch niveau (=van plankton tot vis)) en nucliden. Gezien de complexiteit van de interacties en van de voedselketens in aquatische systemen wordt bij continue lozingen (steady-state) de concentratie van radionuclide i in het voor consumptie gebruikte deel van organismen ($C_{i,p}$, Bq kg⁻¹) bij benadering evenredig beschouwd met de concentratie van de in het water opgeloste radioactiviteit ($C_{i,w}$, Bq L⁻¹), ook al verloopt opname voornamelijk via het voedsel.

$$C_{i,p} = B_{i,p} C_{i,w} \quad (27)$$

$B_{i,p}$: de concentratiecoëfficiënt van water naar het eetbare deel (Bq kg⁻¹)
per (Bq L⁻¹)
 $C_{i,w}$: concentratie radionuclide i in water (Bq L⁻¹)

Voor de concentratiecoëfficiënt, $B_{i,p}$, wordt over het algemeen een onderverdeling gemaakt naar schaal- en schelpdieren, zoetwater- en zeevis. Voor de dosisberekeningen worden alleen de schaaldieren (waaronder mosselen), zoetwater- en zeevis in beschouwing genomen. De betreffende concentratiecoëfficiënten worden gegeven in tabel 12.

Standaard: *Voor reguliere (continue en constante) lozingen dient bij de berekening van de concentraties en het transport van radionucliden in de aquatische voedselketen gebruik te worden gemaakt van concentratiecoëfficiënten (tabel 12).*

In geval van ongevallozingen en mogelijk ook bij anderszins gepulste lozingen met daarop volgende depositie op het oppervlaktewater zal er geen sprake zijn van een steady-state. Bij een modelvergelijking [74] bleek dat het gebruik van concentratiecoëfficiënten tot overschatting van de concentratie voor de vissoorten in de periode vlak na het ongeluk leidt en tot onderschatting in de jaren erna. In dat geval kan er gebruik gemaakt worden van een dynamische modellering [75]. De resultaten van dynamische modellering, wanneer voedselopnamesnelheid erbij werd betrokken, leverde vooral voor de lagere trofische niveaus betere resultaten op.

Bij hogere organismen is sprake van een gevarieerd voedselpakket, daarom is ook kennis van de voedselpreferentie van belang [76].

Daar dynamische modellering van de voedselketen, waarbij de opname via de roofdier-prooi-relaties wordt gemodelleerd, meer invoerparameters vereist, is intensief onderzoek naar de voedselketen in een bepaald aquatisch

systeem een vereiste. In het geval van gebrek aan betrouwbare data voor de betrokken nuclide(n) en/of voedselketen is de meerwaarde van deze benadering gering ten opzichte van het gebruik van concentratiecoëfficiënten. In zo'n geval zou kunnen worden gekozen voor een (semi-) dynamisch model, waarbij de opname ($C(t)_{\text{organisme}}$, Bq kg⁻¹) in de plaats van via roofdier-prooi-relaties, slechts via een combinatie van de biologische vervalconstante en de concentratiecoëfficiënten wordt geschat:

$$C_i(t)_{\text{organisme}} = B_{i,p} C_{i,w}(t) (1 - e^{-\lambda_{b,i}t}) \quad (28)$$

$B_{i,p}$: de concentratiecoëfficiënt van water naar het eetbare deel (Bq kg⁻¹) per (Bq m⁻³)
 $C_{i,w}(t)$: concentratie radionuclide i in water op tijdstip t (Bq m⁻³)
 t : tijd na ongeval (d)
 $\lambda_{b,i}$: biologische vervalconstante van radionuclide i (d⁻¹)

De biologische vervalconstante, $\lambda_{b,i}$, wordt berekend met:

$$\lambda_{b,i} = \frac{\ln(2)}{T_{b,i}} \quad (29)$$

$T_{b,i}$: biologische halveringstijd van radionuclide i (d)

Van enkele relevante radionucliden wordt de biologische halveringstijd gegeven in tabel 13 [43, 77, 78, 79].

Verfijning: *Bij ongevallozingen of andere niet-constante lozingen wordt het gebruik van een tijdsafhankelijke modellering van de opname van radioactieve stoffen uit het water aanbevolen, bijvoorbeeld door uitbreiding met een term die rekening houdt met de afname door biologische processen (ook wel: biologisch verval).*

6.2.6 Concentratie in overige producten uit water afkomstig

Gezien de geringe bijdrage aan het voedselpakket in Nederland van overige producten uit water, zoals vooral kelp en overig zeewier, kan de bijdrage aan de stralingsbelasting via deze route komen te vervallen.

Ook de bijdrage door verstuivend zeewater (sea-spray) kan in het geval van reguliere lozingen als niet-significant worden gezien.

Voor de betreffende producten hoeft dan ook geen besmetting te worden berekend.

6.3 Effecten van voedselbereiding op de concentratie

Reductie van de activiteitsconcentratie in voedsel treedt op door verspreiding en daardoor verdunning, maar ook radioactief verval en 'verliezen' bij

de bereiding van voedingsmiddelen voor consumptie, kunnen hier in belangrijke mate toe bijdragen.

Bewaarperioden

De waarden voor de blootstellingstijd (t_a) en de tijd tussen oogsten of slachten en consumptie (t_b), worden gegeven in tabel 14 [34, 80]. Voor vis kan dezelfde waarde genomen worden als voor vlees.

Voedselbereiding

De concentraties van radionucliden in diverse voedingsstoffen, zoals berekend met de hiervoor vermelde formules, kunnen in combinatie met consumptiegegevens worden gebruikt voor het berekenen van de inname door de mens. Het effect van verval in de periode tussen oogsten of slachten en consumptie is al opgenomen in deze formules. Net zoals effecten van waterzuivering bij de bereiding van drinkwater wel of niet in rekening kunnen worden gebracht, is eventuele daling van het besmettingsniveau als gevolg van voedselbereiding in de berekening mee te nemen. Er zijn uitgebreide overzichten beschikbaar [81, 82] van de effecten die diverse vormen van voedselbereiding hebben op de besmetting van voedselproducten. In een in 1994 gepubliceerd handboek van de IAEA [30] wordt van deze gegevens gebruik gemaakt.

De uiteindelijke activiteit is afhankelijk van het soort voedsel, het beschouwde radionuclide en de bereidingswijze. De verandering van de activiteit ten gevolge van bereiding van het voedsel wordt vaak uitgedrukt met behulp van de parameter F_r . Dit is de totale hoeveelheid radionuclide na bereiding gedeeld door de totale hoeveelheid vóór bereiding. M.a.w. F_r is de fractie die in het voedsel achterblijft na bereiding, de zogenaamde retentiefactor.

Uit de vermelde literatuurstudies is gebleken dat er een sterke spreiding in de gevonden resultaten optreedt. Voor melk, vlees en aardappelen zijn echter redelijk betrouwbare gegevens voorhanden. In het algemeen geldt dat bereiding van voedsel de hoeveelheid radionucliden in het voedsel kan halveren. Voor knollen en wortelgewassen (aardappelen, bieten, wortelen etc.) zijn de effecten kleiner, terwijl het verwerken van granen tot meel een reductie van ca 70% oplevert. De bereiding van melkproducten levert geen reductie van de uiteindelijke belasting op omdat de restproducten gebruikt worden voor andere consumptiegoederen. In tabel 15 is een selectie opgenomen van veelvoorkomende bereidingswijzen en hun effect op voedsel.

Er mag alleen gebruik gemaakt worden van reducties door bereidingswijzen die zeer waarschijnlijk zijn. Zo zal een tomaat waarschijnlijk gewassen worden, maar hoeft deze niet geschild te worden en/of gekookt. Anderzijds zal vlees doorgaans wel gekookt of gebakken worden.

Standaard: *Bij het bereiden van voedsel kan een deel van eventueel aanwezige besmetting worden verwijderd. Standaard wordt aangenomen dat de besmetting niet wordt verwijderd.*

Verfijning: *Het is toegestaan om voor zeer waarschijnlijke bereidingswijzen in de dosisberekening gebruik te maken van de besmetting reducerende werking van dergelijke bereidingswijzen (zie tabel 15).*

7 Dosisberekening

7.1 Inhalatie

De effectieve dosis (Sv a^{-1}) door inhalatie, E_{inh} , wordt berekend uit de heersende concentratie van radioactieve stoffen in de lucht, het ademhalings tempo, de dosiscoëfficiënt en een verblijfsfactor die de relatieve verblijfsduur op of nabij de betreffende dosislocatie beschrijft. De concentratie in lucht kan daarbij afkomstig zijn van door de lucht verspreide activiteit of van op de bodem aanwezige geresuspendeerde activiteit:

$$E_{\text{inh}} = \sum_i C_{i,a/\text{res}} \cdot I_{\text{inh}} \cdot e_{\text{inh},i} \cdot O_{\text{cc}} \quad (30)$$

$C_{i,a}$: concentratie radionuclide i in lucht (Bq m^{-3})

$C_{i,\text{res}}$: concentratie radionuclide i in lucht door resuspensie (Bq m^{-3})

I_{inh} : inhalatietempo ($\text{m}^3 \text{a}^{-1}$)

$e_{\text{inh},i}$: dosiscoëfficiënt voor inhalatie door volwassene van radionuclide i (Sv Bq^{-1})

O_{cc} : verblijfsduur op locatie met concentratie $C_{i,a/\text{res}}$ als fractie van een jaar (bij wonen op die locatie: $O_{\text{cc}}=1$) (-)

De toegepaste dosiscoëfficiënt is door de EU voorgeschreven [2] en door de Nederlandse overheid overgenomen in het Besluit stralingsbescherming [1]. In beide publicaties kunnen de getallen voor de verschillende radionucliden worden teruggevonden in de tabellen voor volwassen leden van de bevolking.

Voor het inhalatietempo wordt uitgegaan van de ‘reference man’ [83] en dan meer specifiek de ‘zittend-werk-verrichtende volwassen man’ (sedentary worker), (zie tabel 16).

De verblijfsduur is voor berekening van de multifunctionele dosis gelijk te stellen aan 1 (er moet gewoond kunnen worden). Bij berekening van de actuele dosis dient gebruik gemaakt worden van de van toepassing zijnde ABC-factor [3].

Standaard: ICRP-66 [83] moet worden gehanteerd, inclusief de daarbij aangenomen fysiologische gegevens betreffende inhalatie en rust voor de ‘zittend-werk-verrichtende, volwassen man’ (zie ook tabel 16).

Voorschrift: Voor de blootstellingsweg inhalatie dient gebruik gemaakt te worden van de dosiscoëfficiënten volgens het Besluit stralingsbescherming [1].

Verfijning: *Indien de tijdsverdeling over de verschillende activiteiten aanwijsbaar afwijkt van die van de gehanteerde doelgroep en daardoor een overschatting van de dosis zou kunnen volgen, mogen de fysiologische gegevens van de werkelijk blootgestelde groep worden toegepast.*

7.2 Ingestie

De dosis (Sv a^{-1}) ten gevolge van besmette voedingsproducten, E_{ing} , wordt berekend met:

$$E_{\text{ing}} = \sum_{v,i} C_{i,\text{ing } v} I_{\text{ing},v} e_{\text{ing},i} \quad (31)$$

$C_{i,\text{ing } v}$: concentratie radionuclide i in product v (Bq L^{-1} of Bq kg^{-1})
 $I_{\text{ing},v}$: hoeveelheid geconsumeerd product v (L a^{-1} of kg a^{-1})
 $e_{\text{ing},i}$: dosiscoëfficiënt radionuclide i voor ingestie (Sv Bq^{-1})

De berekeningswijze van de radionuclideconcentratie in voedingsproducten is beschreven in paragraaf 6.2. Voor de hoeveelheden van ieder product wordt verwezen naar het voedselpakket (zie tabel 6). De toe te passen dosiscoëfficiënten zijn afkomstig van de ICRP. Deze zijn later overgenomen door de EU [2] en in het Nederlandse beleid geïmplementeerd [1].

Voorschrift: *Voor de dosiscoëfficiënten voor ingestie wordt gebruik gemaakt van de waarden voor volwassen mannen zoals die zijn opgenomen in het Besluit stralingsbescherming [1].*

Gezien het afwijkende gedrag van waterstof en koolstof in de voedselketen geldt voor radionucliden van deze elementen:

Standaard: *Voor de dosisberekening door ^{14}C en ^3H dient een andere benadering te worden gekozen, waarbij de concentratie in het lichaam een functie is van het water- en stabiel-C-gehalte.*

Voor ^{14}C is ingestie overigens veruit de belangrijkste blootstellingsweg.

7.3 Externe straling

Blootstelling aan externe straling kan op verschillende wijzen plaatsvinden. Blootstelling aan puntbronnen of specifieke lijn of oppervlaktebronnen wordt beschreven in DOVIS-B [5]. Ook voor skyshine, de weerkaatsing van straling, afkomstig van een bron, aan lucht, wordt hier verwezen naar DOVIS-B. Resteren de blootstelling aan externe straling ten gevolge van radioactiviteit in de lucht en radioactiviteit in of op de bodem.

7.3.1 Dosis door externe straling vanaf de bodem

Radionucliden in of op de bodem zijn verantwoordelijk voor een bijdrage aan externe straling. Deze bijdrage wordt ontvangen door een persoon die zich op die bodem bevindt. Hier wordt alleen de directe aanstraling besproken.

Bij het berekenen van de dosis door externe straling kan gebruik gemaakt worden van dosiscoëfficiënten, op de volgende wijze:

$$E_{\text{ext,bodem}} = \sum_i C_{i,g} \cdot e_{g,i} \quad (32)$$

$E_{\text{ext,bodem}}$: dosis door externe straling vanaf de bodem (Sv a⁻¹)
 $C_{i,g}$: concentratie radionuclide i op of in de bodem (Bq m⁻² of Bq m⁻³)
 $e_{g,i}$: dosiscoëfficiënt voor externe straling door radionuclide i op of in de bodem (Sv a⁻¹ per Bq m⁻² of Sv a⁻¹ per Bq m⁻³)

De berekende dosis is voor een continue verblijf gedurende het jaar op een besmette bodem.

Voor de berekening van de verschillende bijdragen van radionucliden op en in de bodem dient uitgegaan te worden van de concentraties zoals die na 25 jaar normale activiteit zouden zijn opgebouwd in de bodem (zie hoofdstuk 5). De te gebruiken dosiscoëfficiënten zijn van Kocher en Sjoeren [84, 85].

Standaard: *Voor de dosisberekening van externe straling door radioactiviteit in en/of op de bodem dient gebruik gemaakt te worden van dosiscoëfficiënten. Hierbij wordt een homogene besmetting aangenomen.*

De eventuele afscherming voor een blootgesteld individu in het buitenmilieu, die het gevolg kan zijn van aanwezige begroeiing of bebouwing, mag niet worden verdisconteerd. Zie voor het verblijf binnenshuis en de afscherming door bouwmaterialen de mr-AGIS [3].

7.3.2 Dosis door externe straling vanuit de lucht

Radionucliden in de lucht zijn verantwoordelijk voor een andere bijdrage aan externe straling. Deze bijdrage wordt ontvangen door een persoon die zich in het vrije veld bevindt. Hier wordt alleen deze directe aanstraling besproken.

Er zijn bij de blootstelling aan radionucliden in de lucht twee onderscheidbare situaties waarin een belasting door externe bestraling plaatsvindt:

- de bestraling door radionucliden vanuit de wolk ‘op afstand’, voorheen ook wel cloud-shine genoemd en

- de bestraling vanuit een wolk van radionucliden waar men zich in bevindt, ook wel submersie genoemd.

Dit onderscheid speelt vooral nabij een bron een rol. Nabij een bron met een schoorsteen is de activiteit veelal nog niet aan de grond waar te nemen. Op grotere afstand (afhankelijk van o.a. de hoogte van de lozing en de omgeving) zal de besmette lucht ook het aardoppervlak bereiken.

Omdat het lastig is exact te berekenen wat de concentratie op welke hoogte is, is het niet eenvoudig de cloudshine-dosis nauwkeurig te berekenen. In de standaard situatie zal er dan ook vanuit gegaan worden dat de wolk reeds in contact is met de bodem en dat het blootgestelde individu is blootgesteld aan een ‘halfoneindige wolk’ van het betreffende geloosde radionuclide. Dit betekent dat een homogene concentratie wordt aangenomen. Bij het berekenen van de dosis door externe straling kan dan gebruik gemaakt worden van dosiscoëfficiënten.

$$E_{\text{ext,lucht}} = \sum_i C_{i,a} \cdot e_{\text{sub},i} \quad (33)$$

$E_{\text{ext,lucht}}$: dosis door externe straling vanuit de omringende lucht (Sv a^{-1})
 $C_{i,a}$: concentratie radionuclide i in de lucht (Bq m^{-3})
 $e_{\text{sub},i}$: dosiscoëfficiënt voor externe straling door radionuclide i in de lucht, ofwel submersie (Sv a^{-1} per Bq m^{-3})

De te gebruiken dosiscoëfficiënten zijn van Kocher [84], behalve voor edelgassen, dan dient gebruik gemaakt te worden van tabel 7 in [1]. De berekende dosis is voor een verblijf buitenshuis. Zie voor het verblijf binnenshuis en de afscherming door bouwmaterialen de mr-AGIS [3].

Referenties

- [1] Besluit van 16 juli 2001, houdende vaststelling van het Besluit stralingsbescherming, Staatsblad 2001, 397, 6 sept. 2001
- [2] Richtlijn 96/29/Euratom van de Raad van 13 mei 1996 tot vaststelling van de basisnormen voor de bescherming van de gezondheid van de bevolking en der werkers tegen de aan ioniserende straling verbonden gevaren, Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen L159, 39e jaargang, 29 juni 1996
- [3] Bijlage bij Ministeriële Regeling-Analyse Gevolgen Ioniserende Straling voor het milieu (mr-AGIS), Deel 1: Rekenregels en Deel 2: Nadere Analyse, Staatscourant nr. 22, 31 jan. 2002, pp. 28-35, Den Haag, (2002)
- [4] Laheij GMH, Blaauboer RO, Lembrechts JFMM - Risicoberekening voor in het milieu geloosde radionucliden - Onderbouwing richtlijn voor vergunningen (RIBRON) - EERSTE HERZIENE VERSIE, RIVM rapport 610053005, (RIVM: Bilthoven) (1996)
- [5] Hienen JFA van, Meijne EIM, Verhoef NB, Hogenbirk A - Dosisberekening voor de Omgeving bij Vergunningverlening Ioniserende Straling (DOVIS), B. Externe straling ten gevolge van bronnen en toestellen. Rapport 20733/01.yyyyy/C, NRG, (NRG: Petten) (concept 2002)
- [6] Hienen JFA van, Roelofsen PM, Van Weers AW, Poley AD - Gevolgen van lozingen bij normaal bedrijf van Nederlandse kerninstallaties. Rapport ECN-C-90-015, ECN, (ECN: Petten) (1990)
- [7] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) - Ionizing radiation: sources and biological effects. Report to the general assembly. (UN: New York) (1982)
- [8] United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation (UNSCEAR) - Sources and effects of ionizing radiation. Report to the general assembly. (UN: New York) (1993)
- [9] Winkelmann I, Vogl K - Messungen der Stickstoff-16-Strahlung in der Umgebung von Kernkraftwerken in der Bundesrepublik Deutschland. ISH-Heft 106, Institut für Strahlenhygiene des Bundesgesundheitsamtes, (ISH/BGA: Neuherberg) (1987)
- [10] Richtlijn radionucliden-laboratoria. Hoofdinspectie Milieuhygiëne 94-02, Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer; Ministerie van Sociale Zaken en Werkgelegenheid; Ministerie van Volksgezondheid, Welzijn en Sport, Den Haag (1994)
- [11] Leenhouts HP, Stoop P, Tuinen ST van - Non-nuclear industries in the Netherlands and radiological risks, RIVM rapport 610053003, (RIVM: Bilthoven) (1996)

- [12] Gezondheidsraad - Advies inzake klasse-indeling van en lozingsnormen voor radionuclidenlaboratoria. Rapport 1985/1, (Gezondheidsraad: Den Haag) (1985)
- [13] Köster HW - Aanvullende schattingen van de stralingsbelasting ten gevolge van lozingen van Pb-210 en Po-210 door de fosforfabriek van Hoechst in het Sloegebied. RIVM rapport 248103038, (RIVM: Bilthoven) (1988)
- [14] Glastra P, Smetsers RCGM - Onderzoek naar de bepaling van de longzuiveringsklasse van ^{210}Po en ^{210}Pb van geëmitteerd stof, afkomstig van de sinterfabriek van Hoechst Holland N.V. te Vlissingen. RIVM rapport 248606008 (RIVM: Bilthoven) (1990)
- [15] InfoMil, het Informatiecentrum Milieuvergunningen, is opgericht ter ondersteuning van de uitvoering van het op bedrijven gerichte milieubeleid. InfoMil begeleidt het overleg van de (rijks)overheid met het bedrijfsleven. Het is gevestigd in Den Haag (Postbus 30732) en telefonisch bereikbaar onder 070-3610575, fax: 070-3633333 of e-mail: mail@infomil.nl of via de web-site www.infomil.nl
- [16] Nieuw Nationaal Model - Verslag van het onderzoek van de projectgroep Revisie Nationaal Model, InfoMil, Den Haag, ISBN 90-76323-00-3 (1998)
- [17] US EPA - SCREEN3 model user's guide. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina 27711, EPA-454/B-95-004 (1995)
- [18] US EPA - Screening procedures for estimating the air quality impact of stationary sources, revised. US Environmental Protection Agency, Research Triangle Park, North Carolina 27711, EPA-454/R-92-019 (1992)
- [19] Klimatologische gegevens van Nederlandse stations; normalen en extreme waarden van 15 hoofdstations voor het tijdvak 1961-1990. Koninklijk Nederlands Meteorologisch Instituut KNMI; ministerie van Verkeer en Waterstaat, KNMI publicatie 150-27 (KNMI: De Bilt) (1992)
- [20] Bateman H - Solution of a system of differential equations occurring in the theory of radioactive transformations, Proc. Cambridge Phil. Soc. 15: 423 (1910)
- [21] International Atomic Energy Agency - Generic models and parameters for assessing the environmental transfer of radionuclides from routine releases. Safety Series No. 57. (IAEA: Wenen) (1982)
- [22] Roelofsen PM, Poley AD - Richtlijnen PSA-3, onderzoek naar methoden en modellen voor het uitvoeren van een probabilistische consequentie-analyse. Energieonderzoek Centrum Nederland, Rapport nr. ECN-C--92-040. (ECN:Petten) (1992)

- [23] Roelofsen PM, Van der Steen J - Richtlijn niveau-3 PSA. Energieonderzoek Centrum Nederland, Rapport ECN-C--93-057 (ECN: Petten) (1993)
- [24] Meulen A van der, Rombout PJA, Prins CJ, Kramers PGN, Esch GJ van, Heijna-Merkus E, Besemer AC, Huldy HJ, Mulder HCM, Venselaar J - Criteriadocument fijn stof. RIVM rapport 738513006, (RIVM: Bilthoven) (1987)
- [25] Koorevaar P - Bodemnatuurkunde. Dictaat Landbouw Universiteit Wageningen, (LUW: Wageningen) (1978).
- [26] Ruijter WPM de, Postma L, Kok JM de - Transport atlas of the Southern North Sea. Rijkswaterstaat, (Delft Hydraulics: Delft) (1987)
- [27] Linders JBHJ, Jager DT (eds) - Uniform System for the Evaluation of Substances (USES), version 2.0, RIVM rapport 679102044 (RIVM: Bilthoven) (1998)
- [28] Hamilton EI - Kd values: an assessment of field v laboratory measurements. In: Application of distribution coefficients to radiological assessment model (Sibley TH, Myttenaere C eds.). (Elsevier Applied Science Publishers: London) (1985)
- [29] Laheij GMH, Uijt de Haag PAM - Probability distributions of dose conversion factors for radionuclides used in a long-term safety assessment. RIVM rapport 715204005 (RIVM: Bilthoven) (1993)
- [30] International Atomic Energy Agency - Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments. Technical Report Series 364, (IAEA: Wenen) (1994)
- [31] Radioactivity in North European Waters. Report of Working Group 2 of CEC Project MARINA - Camplin WC, Aarkrog A (Rapporteurs), Fisheries Research data Report No. 20, MAFF Directorate of Fisheries Research, Lowestoft, 1989
- [32] Köster HW, Jong EJ de, Lembrechts JF, Vries WJ de - Dosisberekeningen. Rapport in het kader van het OPLA programma, RIVM rapport 728513005, (RIVM: Bilthoven) (1989)
- [33] International Atomic Energy Agency – Generic models for use in assessing the impact of discharges of radioactive substances to the environment. Safety Reports Series No. 19, (IAEA: Wenen) (2001)
- [34] Bundesanzeiger - Allgemeine Verwaltungsvorschrift zu §45 Strahlenschutz-verordnung: Ermittlung der Strahlenexposition durch die Ableitung radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen oder Einrichtungen. (Bundesminister der Justiz) (1990)
- [35] Köster HW, Jong EJ de, Lembrechts JF, Vries WJ de - Dosisberekeningen. Rapport in het kader van het OPLA programma, RIVM rapport 728513005, (RIVM: Bilthoven) (1989)

- [36] Waterloopkundig Laboratorium. Waterkwaliteitsmodel Westerschelde, SAWES-nota 91.01., Delft. (1991)
- [37] Baan PJA - Economische schade van een ongeval met een kerncentrale. Gevolgen van radioactieve besmetting van oppervlaktewater. Rapporten serie: Herbezinning Kernenergie. Rapport SPH06-15, (Staatsuitgeverij, DOP: Den Haag) (1988)
- [38] National Radiological Protection Board (NRPB) & Commissariat à l'Energie Atomique (CEA) - Methodology for evaluating the radiological consequences of radioactive effluents released in normal operations. CEC Document V/3865/1/79-EN, (CEC: Luxembourg) (1979)
- [39] Nicholson S, MacKenzie J - The remobilisation of radionuclides from marine sediments: implications for the collective dose assessments. (UKAEA: Didcot) (1988)
- [40] Köster HW - Radionucliden in de uiterwaarden bij de GKN Dodewaard en de hieruit berekende stralingsbelasting, RIVM rapport 248103031, (RIVM: Bilthoven) (1984)
- [41] Ertsen D, Perk M van der - Modelleren van slib- en zware-metalenbelasting en bodemkwaliteit in uiterwaarden. Dienst Binnenwateren/RIZA. Nota nr. 89.037 (DBW/RIZA: Arnhem) (1989)
- [42] Informatie en kennis centrum akker- en tuinbouw, afdeling milieu, kwaliteit en techniek (IKC-MKT) - Rendement van berekening in de Akker- en Tuinbouw. Rapport CAD BWB-AT, (IKC: Ede) (1988)
- [43] Reichle DE, Crossley DA, Edwards CA, McBrayer JF, Sollins P - Organic matter and Cs-137 turnover in forest soil by earthworm populations : application of bioenergetic models to radionuclide transport. In: Proc. IIIrd Nat. Symp. on Radioecology, ed. Nelson D.J, Oak Ridge, TN, USA, 710510. Part 1, (1971)
- [44] Edwards CA, Lofty JR - Biology of Earthworms. (Chapman and Hall: London) (1977)
- [45] Bishop GP - Review of biosphere information. Biotic transport of radionuclides as a result of mass movement of soil by burrowing animals. ANS report 780-R3, (Associated Nuclear Services Ltd., Epsom, Surrey, UK) (1989)
- [46] Baes CF, Sharp RD, Sjoreen AL, Shor RW. - A review and analysis of parameters for assessing transport of environmentally released radionuclides through agriculture, Report ORNL-5786 (ORNL: Oak Ridge, TN, USA) (1984).
- [47] Hoffman FO, Bergström U, Gyllander C, Wilkens AB - Comparison of predictions from internationally recognized assessment models for the transfer of selected radionuclides through terrestrial food chains. Nuclear Safety 25: 533-546 (1984)

- [48] International Union of Radiologists (IUR) - VIth report of the working group soil-to-plant transfer factors. pag.208-215, (RIVM: Bilthoven) (1989)
- [49] Kirchmann R, Fagniat E - Transfer factor values observed in experimental field conditions and from Chernobyl fall-out. Vde Rapport van de IUR Werkgroep 'Soil-to-Plant Transfer Factors'. (RIVM: Bilthoven) (1987)
- [50] Lembrechts JF, Stoutjesdijk JF, Ginkel JH van, Noordijk H - Soil-to-grass transfer of radionuclides: local variations and fluctuations as a function of time. In: Transfer of radionuclides in natural and semi-natural environments, G. Desmet et al. (Eds.), (Elsevier Appl. Sci.: Londen) (1990)
- [51] Van Hoek C, Hartmann D - De Vraagbaak voor Bagger en Bodem, Beslissingsondersteunend systeem voor natte deeltjes-scheiding, Projectnummer 354933/0140 Novem, mei 2001
- [52] Besluit van 30 januari 1998, houdende regels met betrekking tot de kwaliteit en het op of in de bodem brengen van overige organische meststoffen (Besluit kwaliteit en gebruik overige meststoffen), Staatsblad Jaargang 1998, nr. 86, Sdu-Uitgevers, Den Haag (1998)
- [53] Wolters-Noordhoff - De Grote Bosatlas. (Wolters-Noordhoff bv.: Groningen) (1981)
- [54] Coördinatie Commissie Radioactiviteitsmetingen (CCRA) - Algemene radioactieve besmetting van de biosfeer. In Nederland verrichte metingen, 1965. (1966)
- [55] Coördinatie Commissie Radioactiviteitsmetingen (CCRA) - Algemene radioactieve besmetting van de biosfeer. In Nederland verrichte metingen, 1966. (1967)
- [56] Coördinatie Commissie Radioactiviteitsmetingen (CCRA) - Algemene radioactieve besmetting van de biosfeer. In Nederland verrichte metingen, 1967. (1968)
- [57] Centraal Bureau voor de Statistiek - Bevolking der gemeenten van Nederland, 1 januari 1998, (SDU: Den Haag) (1998)
- [58] Lembrechts JF, van Ginkel JH, de Winkel JH, Stoutjesdijk JF - The effect of some agricultural techniques on soil to plant transfer of radionuclides under field conditions. Proc. IAEA Symp. "Environmental contamination following a major nuclear accident", Volume II, 163-171, (IAEA: Wenen) (1990)
- [59] Lembrechts J - A review of literature on the effectiveness of chemical amendments in reducing the soil-to-plant transfer of radiostrontium and radiocaesium. The Science of the Total Environment 137: 81-98 (1993)
- [60] Veröffentlichungen der Strahlenschutzkommission, Band 17: Modelle, Annahmen und Daten mit Erläuterungen zur Berechnung der Strahlenexposition bei der Ableitung radioaktiver

- Stoffe mit Luft oder Wasser zum Nachweis der Einhaltung der Dosisgrenzwerte nach § 45 StrSchV, (SSK: Stuttgart) (1992)
- [61] NCRP Report No. 123 I: Screening models for releases of radionuclides to atmosphere, surface water, and ground. NCRP, Bethesda, Maryland (1996)
- [62] Chamberlain AC - Interception and retention of radioactive aerosols by vegetation. *Atmospheric Environment* 4: 57-78 (1970)
- [63] Simmonds JR, Crick MJ - Transfer parameters for use in terrestrial foodchain models. NRPB report NRPB-M63 (NRPB: Chilton, Didcot (UK)) (1982)
- [64] Carini F - Uptakes of Radionuclides by Fruits. *Radiation Protection Dosimetry* 92(1-3): 39-44 (2000)
- [65] Centraal Bureau voor de Statistiek - Milieufactetten. Cijfers bij de tweede nationale milieuverkenning. (SDU: Den Haag) (1991)
- [66] Centraal Bureau voor de Statistiek - Landbouw op internet, SBI 0113 (Fruittel) en SBI 0111 (Akkerbouw), Voorburg (2001)
- [67] Köhler H, Peterson SR, Hoffman FO (eds.) - Multiple model testing using Chernobyl fallout data of ^{131}I in forage and milk and ^{137}Cs in forage, milk, beef and grain. BIOMOVS Technical report 13 parts 1 and 2, (NIRP: Stockholm, Sweden) (1991)
- [68] Teufel D, Steinhilber-Schwab B, Höpfner U, Ratka R, Van de Sand H, Franke B - Transfer von Radionukliden vom Boden in Pflanzen. Rapport n.a.v. 'Regionalwirtschaftliche und ökologische Auswirkungen des geplanten Nuklearen Entsorgungszentrums bei Gorleben', in opdracht v/h Ministerie voor Sociale Zaken van Nedersaksen, Heidelberg, 98 blz (1979)
- [69] Comar CL - Radioactive materials in animals -- entry and metabolism. In: *Radioactivity and human diet*, Scott Russell R. (Ed.), (Pergamon Press: Oxford, UK) (1966)
- [70] Comar CL - Transfer of strontium-90 into animal produce. In: *Radioactivity and human diet*, Scott Russell R. (Ed.), (Pergamon Press: Oxford) (1966)
- [71] Jonge P de - PAGV handboek. PAGV Lelystad. Publicatie nr. 16 (1981)
- [72] Goossens R, Delville A, Genot J, Halleux R, Masschelein WJ - Removal of the typical isotopes of the Chernobyl fall-out by conventional water treatment. *Water Research* 23(6): 693-697 (1989)
- [73] Smith JT, Voitsekhovitch OV, Håkanson L, Hilton J - A critical review of measures to reduce radioactive doses from drinking water and consumption of freshwater foodstuffs. *Journal of Environmental Radioactivity* 56(1-2):11-32 (2001)
- [74] BIOMOVS Scenario A5: Dynamics within a lake ecosystem. Technical report 12, (NIRP: Stockholm, Zweden) (1991)

- [75] Reichle DE, Dunaway PB, Nelson DJ - Turnover and concentration of radionuclides in food chains. Nuclear Safety 11: 43-46 (1970)
- [76] Vries MB de, Pieters H - Accumulatie van zware metalen in organismen. Bioaccumulatie in snoekbaars, data-analyse voor IJsselmeer, Ketelmeer, en Markermeer. Waterloopkundig Laboratorium en RIVO (1989)
- [77] Coughtrey PJ, Thorne MC - Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic systems, A critical review of data. Volume 1-3. (AA Balkema; Rotterdam) (1983)
- [78] Coughtrey PJ, Jackson D, Jones CH, Kane P, Thorne MC. - Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic systems, A critical review of data. Volume 4. (AA Balkema; Rotterdam) (1984)
- [79] Coughtrey PJ, Jackson D, Jones CH, Thorne MC - Radionuclide distribution and transport in terrestrial and aquatic systems, A critical review of data. Volume 5. (AA Balkema; Rotterdam) (1984)
- [80] Sinnaeve J, Gerber G (eds) - Underlying data for derived emergency reference levels - Post Chernobyl action. EUR report 12553. (CEC: Luxembourg) (1991)
- [81] Noordijk H - A literature review on radionuclide behaviour during food processing. Proc. CEC/CEA Seminar on "Radioactivity transfer during food processing and culinary preparation", Cadarache, France, 18 September 1989, (CEC/DGXI: Luxembourg) (1990)
- [82] Noordijk H, Quinault JM - The influence of food processing and culinary preparation on the radionuclide content of foodstuffs: A review of available data. Presented at the Vamp Terrestrial Working Group, 22 April 1991, Vienna (1991)
- [83] ICRP - Human respiratory tract model for radiological protection. ICRP Publication 66. (Pergamon Press: Oxford) (1994)
- [84] Kocher DC - Dose rate conversion factors for external exposure to photons and electrons. Health Physics 45(3): 665-686 (1983)
- [85] Kocher DC, Sjoeren AL - Dose rate conversion factors for external exposure to photon emitters in soil. Health Physics 48(2): 193-205 (1985)

Bijlage 1 Verzendlijst

1-30	Directeur van de Directie Stoffen, Afvalstoffen en Straling
31	Plaatsvervangend Directeur-Generaal Milieubeheer
32	Depot Nederlandse Publicaties en Nederlandse Bibliografie
33	Directie RIVM
34	Directeur Sector Milieurisico's en Externe Veiligheid
35	Hoofd van het Laboratorium voor Stralingsonderzoek
36	Hoofd van de afdeling Modellen en Processen
37	Auteur
38	SBC/Communicatie
39	Bureau Rapportenregistratie
40	Bibliotheek RIVM
41	Bibliotheek LSO
42-51	Bureau Rapportenbeheer
52-65	Reserve-exemplaren LSO

Bijlage 2 Gebruikte grootheden en eenheden

^{238}U	: radionuclide met massagetal
A_{regio}	: oppervlakte van land (m^2)
A_{corop}	: oppervlakte COROP-gebied (m^2)
$A_i(t)$: activiteit van radionuclide i (Bq), eventueel als functie van de tijd t
A_r	: oppervlak van compartiment dat het oppervlaktewater beschrijft (m^2)
a_r	: stofconcentratie in lucht (kg m^{-3})
B_i	: depositiesnelheid ($\text{Bq m}^{-2} \text{s}^{-1}$)
B_{gem}	: gemiddelde depositie over gebied ($\text{Bq m}^{-2} \text{a}^{-1}$)
$B_{i,p}$: de concentratiecoëfficiënt naar het eetbare deel van vis e.d. (aquatische voedselketen) van radionuclide i (Bq kg^{-1}) per (Bq L^{-1})
$B_{i,v}$: concentratiecoëfficiënt bodem \rightarrow gewas (Bq kg^{-1} versgewicht plant)/ Bq kg^{-1} droge grond)
$C_i(t)_{\text{organisme}}$: dynamische concentratie radionuclide i in aquatisch organisme (Bq kg^{-1})
$C_{i,a}(x,y,z)$: concentratie radionuclide i in lucht (Bq m^{-3}), eventueel als functie van plaats x,y,z
$C_{i,dw}$: concentratie radionuclide i in het drinkwater (Bq m^{-3})
$C_{i,g}(t)$: concentratie radionuclide i <u>op</u> (Bq m^{-2}) of <u>in</u> de bodem (Bq m^{-3}) of (Bq kg^{-1})
$C_{i,ing,v}$: concentratie radionuclide i in voedingsproduct v (Bq L^{-1}) of (Bq kg^{-1})
$C_{i,j}$: concentratie radionuclide i in compartiment j (Bq m^{-3})
$C_{i,m,ing}$: concentratie radionuclide i in melk na ingestie van besmet veevoer (Bq L^{-1})
$C_{i,m,inh}$: concentratie radionuclide i in melk na inhalatie van besmette lucht (Bq L^{-1})
$C_{i,p}$: concentratie radionuclide i in het voor consumptie gebruikte deel van organismen (aquatische voedselketen) (Bq kg^{-1})
$C_{i,res}(t)$: activiteitsconcentratie radionuclide i in de lucht (Bq m^{-3}) als gevolg van resuspensie, eventueel als functie van de tijd t
$C_{i,slib}$: concentratie radionuclide i in zuiveringslib (Bq kg^{-1})
$C_{i,v}$: concentratie radionuclide i in (het eetbare gedeelte van) gewassen (Bq kg^{-1})
$C_{i,v,j}$: de concentratie radionuclide i in dieetonderdeel j (Bq kg^{-1} of Bq L^{-1})
$C_{i,vl,ing}$: concentratie radionuclide i in vlees na ingestie van besmet veevoer (Bq kg^{-1})
$C_{i,vl,inh}$: concentratie radionuclide i in vlees na inhalatie van besmette lucht (Bq kg^{-1})

$C_{i,w}(t)$: concentratie radionuclide i in rivier- of meerwater (Bq m ⁻³), evt. als functie van de tijd
$C_{i, \mu w}$: gewogen concentratie van radionuclide i in diervoeding (Bq L ⁻¹ of Bq kg ⁻¹)
D_j	: debiet van (rivier)compartiment j (m ³ a ⁻¹)
E_{evap}	: verdamping (m a ⁻¹)
E	: individuele effectieve dosis (Sv a ⁻¹)
$E_{\text{ext, bodem}}$: de effectieve dosis ten gevolge van externe straling vanaf de bodem (Sv a ⁻¹)
$E_{\text{ext, lucht}}$: de effectieve dosis ten gevolge van externe straling vanuit de lucht (Sv a ⁻¹)
\dot{E}_{ext}	: effectieve-dosis tempo door externe blootstelling (Sv h ⁻¹)
E_{ing}	: effectieve dosis door ingestie (Sv a ⁻¹)
$e_{\text{ing},i}$: dosiscoëfficiënt voor ingestie door volwassenen van radionuclide i (Sv Bq ⁻¹)
$e_{g,i}$: dosiscoëfficiënt voor externe straling door radionuclide i op of in de bodem (Sv a ⁻¹ per Bq m ⁻² of Sv a ⁻¹ per Bq m ⁻³)
E_{inh}	: effectieve dosis door inhalatie (Sv a ⁻¹)
$e_{\text{inh},i}$: dosiscoëfficiënt voor inhalatie door volwassenen van radionuclide i (Sv Bq ⁻¹)
$e_{\text{sub},i}$: dosiscoëfficiënt voor submersie van volwassenen in een wolk van radionuclide i (Sv h ⁻¹ Bq ⁻¹ m ³ of Sv d ⁻¹ Bq ⁻¹ m ³)
Φ	: flux of fluentietempo (m ⁻² s ⁻¹)
$\Phi_{i,j}$: flux van radionuclide i , vanuit de bodem of lucht, naar bodemcompartiment j (Bq a ⁻¹)
f_i	: het proportioneel aandeel van onderdeel i in het voederdieet (vee) (-)
$F_{m,i}$: concentratiecoëfficiënt naar melk voor radionuclide i (Bq L ⁻¹) per (Bq d ⁻¹)
F_r	: de fractie van een besmetting die in het voedsel achterblijft na bereiding (-)
$F_{v,i}$: concentratiecoëfficiënt naar vlees voor radionuclide i (Bq kg ⁻¹) per (Bq d ⁻¹)
$F_{w,i}$: fractie van radioactiviteit (radionuclide i) in water opgelost (-)
h	: dikte bodemlaag (m)
I	: irrigatie (m a ⁻¹)
$I_{\text{ing},v}$: hoeveelheid geconsumeerd product v (L a ⁻¹) of (kg a ⁻¹)
I_{inh}	: inhalatietempo of ook wel ademdebiet genoemd (m ³ a ⁻¹)
$K_{d,i}$: distributiecoëfficiënt bodem, sediment, slib voor radionuclide i (Bq kg ⁻¹) (Bq m ⁻³) ⁻¹
K_i	: verwijdering radionuclide i vanuit bodemcompartiment (a ⁻¹)
K_{ji}	: overdrachtscoëfficiënt van compartiment j naar compartiment i (a ⁻¹)
l_r	: lengte van een riviercompartiment (m)
M_{slib}	: hoeveelheid zuiveringsslib op land gebracht (kg m ⁻² a ⁻¹)

N_i	: aantal radionucliden i (-)
$N_{i,j}$: radionuclide i inhoud in compartiment j (Bq)
$N^{p_i}_j$: hoeveelheid van de ‘moeder’ van radionuclide i in compartiment j (Bq)
O_{cc}	: verblijftijd als fractie van het jaar (-)
P	: neerslag ($m a^{-1}$)
Q_a	: ademdebiet van vee ($m^3 d^{-1}$)
Q_v	: dagelijkse consumptie door het dier ($kg d^{-1}$) of ($L d^{-1}$)
R_i	: weerhouden fractie door het gewas van radionuclide i (-)
$r(t)$: tijdsafhankelijke resuspensiecoëfficiënt (m^{-1}), met als bijzondere gevallen:
r_0	: resuspensiecoëfficiënt op $t=0$ (m^{-1})
r_∞	: resuspensiecoëfficiënt op $t=\infty$ (m^{-1})
S	: ophoging van land door sediment of zuiveringslib ($m a^{-1}$)
t_a	: tijd van blootstelling aan depositie (a)
$T_{1/2, fys}$: radiologische/fysische halveringstijd van het geloosde radionuclide i (s, h, d of a)
$T_{b,i}$: biologische halveringstijd radionuclide i (d)
T_i	: tijdsperiode binnen een jaar dat een stralingsbron i in gebruik is (h)
t_b	: tijd verlopen tussen oogst, danwel melken/slachten of bereiden en consumptie van product (gewas, melk, vlees, drinkwater) (a)
$v_{d, droog}$: droge depositiesnelheid ($m s^{-1}$)
V_i	: volume van compartiment (m^3)
v_{sed}	: snelheid van het sedimenttransport ($m a^{-1}$)
$W_{i,j}$: lozingstempo van radionuclide i in compartiment j ($Bq a^{-1}$)
Y	: massa van het op het land staande gewas ($kg m^{-2}$)
Z_s	: zwevend slibgehalte in water ($kg m^{-3}$)
θ	: relatief vochtgehalte (-)
$\lambda_{b,i}$: biologische-vervalconstante = $\ln(2)/T_b$ (d^{-1})
$\lambda_{o,i}$: radiologische/fysische-vervalconstante van radionuclide i (a^{-1})
λ_i	: vervalconstante van radionuclide i (a^{-1})
λ^p_i	: vervalconstante van moedernuclide van nuclide i (a^{-1})
λ_{res}	: resuspensievervalconstante = $\ln(2)/t_{res}$ (a^{-1})
$\lambda_{w,i}$: verwijderingsconstante van radionuclide i = $\ln(2)/t_w$ (a^{-1})
μ_{gewas}	: interceptieconstante gewas ($m^2 kg^{-1}$)
μ	: retentiecoëfficiënt ($m^2 kg^{-1}$)
ρ	: dichtheid van bodem of bouw materiaal ($kg m^{-3}$)

Bijlage 3 Verklarende woordenlijst en definities

Dit betreft een lijst met vooral definities vanuit het Besluit stralingsbescherming [1] over de gebruikte terminologie en aangevuld met een meer specifieke lijst van definities betreffende stralingsgrootheden.

Definities volgens Besluit Stralingsbescherming

Activiteit (A): de hoeveelheid radioactiviteit, zie Becquerel.

AMAD: Average Median Aerodynamic Diameter, een maat voor de deeltjes-grootte van aerosolen of andere stofdeeltjes.

Becquerel: de eenheid van radioactiviteit in het S.I. stelsel met als symbool Bq. Bij 1 Bq radioactiviteit vervalt er één atoomkern per seconde. Een oudere eenheid van radioactiviteit is de curie (Ci), die correspondeert met de activiteit van één gram Radium 226 ($1 \text{ Ci} = 3,7 \cdot 10^{10} \text{ Bq}$).

Besmetting: de aanwezigheid van radioactieve stoffen in een materiaal, in of op een oppervlak, in een omgeving, of uitwendig op of inwendig in een persoon.

Blootgestelde werknemer: werknemer die gedurende zijn werktijd ten gevolge van handelingen een blootstelling ondergaat die kan leiden tot een dosis die hoger is dan een der in artikel 76 genoemde dosislimieten.

Blootstelling: het blootgesteld zijn aan ioniserende straling.

Bron: toestel dan wel radioactieve stof.

Build-up: de opbouw van de lokale dosis bij passage van straling door materie. Door allerlei verstrooiingsprocessen tijdens deze passage verandert de aard van de straling waardoor de mate van energie absorptie door materie (= tempo van de geabsorbeerde dosis) toeneemt.

Dosislimiet: de grootste waarde van de in een gespecificeerd tijdsinterval ontvangen dosis die wordt toegestaan in een officiële richtlijn of overheidsregeling bij het toepassen van ioniserende straling en radioactieve stoffen. De blootgestelde groepen worden onderscheiden in blootgestelde werknemers, overige werknemers en leden van de bevolking. De dosislimieten voor deze groepen zijn vermeld in het Besluit stralingsbescherming.

Effectieve dosis (E): de som van de gewogen equivalente doses in weefsel en organen ten gevolge van inwendige en uitwendige bestraling. Hiermee kan het risico van ongelijkmatige bestraling van het lichaam worden

vergeleken met dat van een homogene bestraling van het gehele lichaam, zie ICRP-60. In dit rapport wordt de grootheid 'dosis' gebruikt voor de effectieve dosis, mits niet verwezen wordt naar een specifiek orgaan. De eenheid van effectieve dosis is de sievert (Sv).

Equivalente dosis ($H_{[T]}$): de som van de producten van de gemiddelde geabsorbeerde dosis $D_{T,R}$ in een weefsel of orgaan T ten gevolge van straling R, en de stralingsweegfactor w_R . De stralingsweegfactor brengt de relatieve biologische werkzaamheid van de diverse vormen van ioniserende straling op integrale wijze in rekening. De eenheid van equivalente dosis is de sievert (Sv).

Exposietempo: de som van de elektrische ladingen van alle positieve (of negatieve) ionen die per tijdseenheid door ionisatie in een volume lucht worden gevormd, gedeeld door de massa van dat volume. Deze grootheid wordt uitgedrukt in [C/kg] per s. De oude eenheid is de röntgen. Vaak wordt het exposietempo direct vertaald in het dosistempo [Gy/s] in lucht.

Externe straling: straling afkomstig van bronnen buiten het lichaam waarbij een dosis door uitwendige blootstelling aan deze straling ontvangen wordt.

Handeling: het bereiden, voorhanden hebben, toepassen of zich ontdoen van een kunstmatige bron of van een natuurlijke bron, voor zover deze natuurlijke bron is of wordt bewerkt met het oog op zijn radioactieve eigenschappen dan wel het gebruiken of voorhanden hebben van een toestel, uitgezonderd bij een interventie, een ongeval of een radiologische noodsituatie.

Ingekapselde bron: radioactieve stoffen die zijn ingebed in of gehecht aan vast dragermateriaal of zijn omgeven door een omhulling van materiaal met dien verstande dat hetzij het dragermateriaal hetzij de omhulling voldoende weerstand biedt om onder normale gebruiksomstandigheden elke verspreiding van radioactieve stoffen te voorkomen.

Inrichting: elke door de mens bedrijfsmatig of in een omvang alsof zij bedrijfsmatig was, ondernomen bedrijvigheid die binnen een zekere begrenzing pleegt te worden verricht (art. 1 lid 1 Wet milieubeheer). Daarbij worden als **één inrichting** beschouwd de tot eenzelfde onderneming of instelling behorende installaties die onderling technische, organisatorische of functionele bindingen hebben en in elkaars onmiddellijke nabijheid zijn gelegen. Onze Minister kan nadere regels stellen met betrekking tot hetgeen in deze wet en de daarop berustende bepalingen onder inrichting wordt verstaan (art 1 lid 4 Wet milieubeheer 1993).

Ioniserende straling: relatief hoog energetische straling die door inwerking op materie daarin ionisatie veroorzaakt. Ioniserende straling bestaat uit geladen deeltjes, zoals α -straling (bewegende heliumkernen) en β -straling (snel bewegende elektronen) en de zogenoemde indirect ioniserende straling

zoals γ -straling en röntgenstraling (elektromagnetische straling) en ongeladen deeltjes zoals neutronen.

Kunstmatige bron: bron, niet zijnde een natuurlijke bron en niet zijnde een toestel.

Lid van de bevolking: een persoon uit de bevolking binnen of buiten een locatie, niet zijnde een werknemer gedurende zijn werktijd of een persoon die een radiologische verrichting ondergaat.

Locatie: inrichting als aangewezen krachtens artikel 1.1, derde lid, van de Wet milieubeheer of plaats, waar een handeling of werkzaamheid wordt verricht.

Lozing: lozing in de bodem, in de lucht, in het openbare riool of in het oppervlaktewater.

Lozing in de bodem: het definitief in de bodem brengen of doen brengen teneinde deze aldaar te laten, van vloeibare of in water opgeloste radioactieve stoffen dan wel van in een waterstroom meegevoerde deeltjes van radioactieve stoffen, of het op de bodem brengen van deze stoffen indien daarbij de vloeistof voor een deel in de bodem treedt, met uitzondering van meststoffen in de zin van de Meststoffenwet.

Lozing in het openbare riool: het in het openbare riool ontsnappen of laten ontsnappen van vloeibare of in water opgeloste radioactieve stoffen dan wel van in een waterstroom meegevoerde deeltjes van radioactieve stoffen.

Lozing in de lucht: het in de lucht ontsnappen van of laten ontsnappen van gasvormige radioactieve stoffen dan wel van in een luchtstroom meegevoerde deeltjes van radioactieve stoffen.

Lozing in het oppervlaktewater: het in het oppervlaktewater ontsnappen of laten ontsnappen van vloeibare of in water opgeloste radioactieve stoffen dan wel van in een waterstroom meegevoerde deeltjes van radioactieve stoffen.

Natuurlijke bron: kosmische straling of bron van natuurlijke oorsprong, niet zijnde een toestel.

NORM is de afkorting voor Naturally Occuring Radioactive Material. U-238 en Th-232 en/of de radioactieve vervalproducten van deze twee isotopen kunnen in principe in NORM materiaal voorkomen. Isotopen die tot NORM materiaal behoren zijn radium, radon, lood en polonium afkomstig uit één van de drie natuurlijke reeksen (U-238, U-235 of Th-232).

Open bron: bron, niet zijnde een ingekapselde bron en niet zijnde een toestel.

Potentiële blootstelling: blootstelling die niet met zekerheid zal optreden maar waarvan de waarschijnlijkheid van optreden en de grootte van de daarbij eventueel optredende blootstelling van tevoren kunnen worden geschat.

Radioactieve afvalstof: radioactieve stof die krachtens artikel 38 als zodanig is aangemerkt en die niet wordt geloosd.

Radioactieve stof: iedere stof die een voor de stralingsbescherming relevante hoeveelheid radionucliden bevat. De hiervoor te hanteren radionuclidespecifieke grenzen zijn vermeld in bijlagen bij het Besluit stralingsbescherming.

Radiologische verrichting: medische handeling met gebruikmaking van ioniserende straling als bedoeld in artikel 53, eerste lid.

Radionuclide: een nuclide dat radioactief is, d.w.z. spontaan vervalft onder uitzenden van straling. Hierbij gaat een niet-stabiele toestand van een isotoop van een element door emissie van straling (deeltjes of elektromagnetische straling) over in een isotoop van een ander element (bij emissie van deeltjes) of in een andere toestand van het zelfde isotoop (bij emissie van elektromagnetische straling).

Radiotoxiciteitsequivalent: de activiteit die bij inname leidt tot een effectieve volg dosis van 1 sievert voor een volwassen referentiepersoon.

Referentiegroep: de groep van personen uit de bevolking die gezien hun omstandigheden, zoals woonplaats en leefgewoonten, jaarlijks aan een hogere dosis tengevolge van alle belastingpaden vanuit de inrichting (de bron) worden blootgesteld dan de overige bevolking. Deze theoretisch aanwijsbare groep wordt de zogenaamde referentiegroep bij deze bron genoemd.

Bij blootstelling aan **externe straling** vanuit inrichtingen wordt de maximale individuele dosis (buiten de terreingrens) meestal aan de terreingrens bereikt. De referentiegroep is dan automatisch het deel van de bevolking dat in de directe omgeving van de installatie woont of daar regelmatig werkt (uitgezonderd de werknemers van de installatie).

«**voorhanden hebben**»: hieronder wordt mede verstaan: het vervaardigen, bewerken, hanteren en opslaan, met uitzondering van opslag in verband met vervoer.

Werknemer: persoon die, hetzij in dienst of onder gezag van een ondernemer, hetzij als zelfstandige, arbeid verricht.

Werkzaamheid: het bereiden, voorhanden hebben, toepassen van of zich ontdoen van een natuurlijke bron voor zover die niet wordt of is bewerkt wegens zijn radioactieve eigenschappen, uitgezonderd bij een interventie, een ongeval of een radiologische noodsituatie.

Bijlage 4 Tabellen

Uitgebreide tabellen met data t.b.v. van de modelmatige beschrijving van de in dit rapport behandelde belastingpaden. De tabellen bevatten de volgende informatie:

- Tabel 1 Verdunningsfactoren voor via oppervlaktewater afgevoerde lozingen naar water
- Tabel 2 $K_{d,i}$, distributiecoëfficiënt bodem, sediment/slib voor diverse elementen
- Tabel 3 Zwevend slibgehalte, Z_s (kg m^{-3}) in enkele drinkwaterproductiegebieden en toe te passen waarden voor overige wateren bij afwezigheid van locatiespecifieke informatie.
- Tabel 4 Debiet en transportsnelheid van sediment
- Tabel 5 Waarden van enkele parameters die de uitspoeling van de radionucliden in de bodem beïnvloeden
- Tabel 6 Gemiddelde jaarconsumptie van de gemiddelde Nederlandse volwassen man, te hanteren bij de nadere analyse van reguliere lozingen (zie hoofdstuk 6 voor nadere toelichting)
- Tabel 7 Visvangstgebieden
- Tabel 8 $F_{m,i}$, de concentratiecoëfficiënt naar melk (Bq L^{-1})(Bq d^{-1}) $^{-1}$, $F_{vl,i}$, de concentratiecoëfficiënt naar vlees (Bq kg^{-1})(Bq d^{-1}) $^{-1}$ en $B_{i,v}$, de concentratiecoëfficiënt van bodem naar gewas (Bq kg^{-1} versgewicht plant)/ Bq kg^{-1} droge grond) voor element i
- Tabel 9 Retentiecoëfficiënten en opbrengsten voor enkele verschillende gewasklassen
- Tabel 10 Het aandeel van de verschillende componenten van het voedselpakket voor runderen
- Tabel 11 Gemiddelde verblijftijden (t , dagen) van het water in de verschillende bekkens
- Tabel 12 $B_{i,p}$, de concentratiecoëfficiënt naar het eetbare deel van vis en schaal- en schelpdieren (aquatische voedselketen) van element i
- Tabel 13 Biologische halveringstijd, T_b , van nucliden voor aquatische organismen
- Tabel 14 Waarden voor de parameters blootstellingstijd t_a van gewassen en bewaartijd t_b voor verschillende producten
- Tabel 15 Reductiegetallen voor radioactiviteit (%) bij de bereiding van voedsel
- Tabel 16 Inhalatietempi ($\text{m}^3 \text{h}^{-1}$) als functie van de uitgeoefende activiteit voor een volwassen man; tevens is de verdeling over de verschillende activiteiten gegeven voor een zittend-werkverrichtende, volwassen man

Tabel 1 Verdunningsfactoren voor via oppervlaktewater afgevoerde lozingen naar water [26]

Lozend oppervlaktewater en doelgebied		Debiet van bron (m ³ s ⁻¹)	Verdunning t.o.v. concentratie in lozend oppervlaktewater (%)	Transporttijd (d) naar doelgebied
Bron	Doelgebied			
Schelde		112		
	lokale zee		0,3	90
	regionale zee		0,1	180
Maas/Rijn		2578		
	lokale zee		10	30
	regionale zee		4	90
IJsselmeer		449		
	lokale zee		1	30
	regionale zee		0,5	90
Locatie op lokale zee*				
	lokale zee		100 [#]	0
	regionale zee		50	90
Locatie op regionale zee*				
	lokale zee		1 ^{\$}	pm ^{&}
	regionale zee		100 [#]	0

* hierbij kan gedacht worden aan een (boor)platform, debiet is locatie-specifiek

[#] op dit zeecompartiment wordt geloosd; er vindt dan ook geen verdere verdunning plaats t.o.v. de reeds door lokale stroming verdunde lozing

^{\$} dit zou terugstroming vereisen en dat is op de Noordzee niet direct waarschijnlijk

[&] gezien de lozing op een regionale zee, zal de besmetting in de lokale zee niet van groot belang zijn, zie ook opmerking bij ^{\$}; transporttijd is dan ook als pm opgenomen

Tabel 2 $K_{d,b}$ distributiecoëfficiënt bodem, sediment/slib voor diverse elementen
[30, 31, 32, 33]

Element	$K_{\text{bodem},i}$ (Bq kg ⁻¹)(Bq m ⁻³) ⁻¹	$K_{\text{sediment zee},i}$ (Bq kg ⁻¹)(Bq m ⁻³) ⁻¹	$K_{\text{sediment zoet water},i}$ (Bq kg ⁻¹)(Bq m ⁻³) ⁻¹
H		0,001	0
Be	3		
C		2	0,005
F			5
Na		0,0001	
Si	0,4		
P	0,11	0,1	0,05
S		0,0005	
Cl		0,00003	
Ca	0,11	0,5	
Sc		5000	
Cr	1,5	50	10
Mn	0,72	200	1
Fe	4,9	50	5
Co	1,3	200	5
Ni	1,1	100	10
Zn	2,4	20	0,5
Se	1,8	100	4
Br	0,18	0,1	
Kr		0,001	
Rb	0,67	1	
Sr	0,15	1	1
Y		10000	
Zr	7,3	1000	60
Nb	2	500	100
Mo	0,13	0,1	
Tc	0,0015	0,1	0,2
Ru	66	0,3	0,5
Pd	0,67	50	
Ag	15	1	
Cd	0,81	2	
In		100	
Sn	1,6	1	200
Sb	0,54	1	0,05
Te		1	
I	0,18	0,02	0,2
Xe		0,001	
Cs	4,4	3	20
Ba		5	
La		10	
Ce	20	2000	10
Pr		2000	
Pm		2000	5
Sm	3	2000	60

Element	$K_{\text{bodem},i}$ (Bq kg ⁻¹)(Bq m ⁻³) ⁻¹	$K_{\text{sediment zee},i}$ (Bq kg ⁻¹)(Bq m ⁻³) ⁻¹	$K_{\text{sediment zoet water},i}$ (Bq kg ⁻¹)(Bq m ⁻³) ⁻¹
Eu		500	10
Gd		1000	
Tb		1000	
Dy		500	
Ho	3		
Tm		300	
Yb		1000	
Hf	5,4	100	
Ta	3	200	
W		4	
Ir		100	
Au		10	
Hg		10	
Tl		20	
Pb	22	200	30
Bi	1,5		
Po	6,6	20000	30
Ra	36	5	5
Ac	5,4	2000	60
Th	89	2000	10
Pa	6,6	5000	30
U	1,5	1	1
Np	1,2	1	30
Pu	4,9	100	100
Am	110	2000	30
Cm	18	2000	30
Bk		2000	
Cf		2000	
Es			0,5

Tabel 3 Zwevend-slibgehalte, Z_s (kg m^{-3}) in enkele drinkwaterproductiegebieden [37] en toe te passen waarden voor overige wateren [35, 36, 37] bij afwezigheid van locatiespecifieke informatie

Oppervlaktewater	Zwevend-slibgehalte (kg m^{-3})
Biesbosch	5×10^{-3}
Andelse Maas	10×10^{-3}
Loenderveen	20×10^{-3}
Haringvliet	25×10^{-3} ^{#1)}
IJsselmeer	30×10^{-3} ^{#2)}
Rivier	0,02
Meer	0,02
Estuarium	0,1
Zee	0,01

sterk afhankelijk van ¹⁾stroomsnelheid respectievelijk ²⁾windsnelheid

Tabel 4 Debiet en transportsnelheid van sediment [29]

Debiet en sedimenttransport	
Debiet F ($\text{m}^3 \text{a}^{-1}$)	10^7
Snelheid sedimenttransport v_{sed} (m a^{-1})	200

Tabel 5 Waarden van enkele parameters die de uitspoeling van de radionucliden in de bodem beïnvloeden [25, 48, 53]

Parameter	Omschrijving	Waarde
$P - E_{\text{evap}}$	neerslagoverschot (m a^{-1})	0,35
I	irrigatie (m a^{-1})	0,10
h	dikte van compartiment (m)	0,20
		0,10 (weidegras)
θ	relatieve vochtigheid (-)	0,20
ρ	dichtheid van de bodem (kg m^{-3})	1300

Tabel 6 Gemiddelde jaarconsumptie van de gemiddelde Nederlandse volwassen man, te hanteren bij de nadere analyse van reguliere lozingen [3] (zie hoofdstuk 6 voor nadere toelichting)

Voedingsproduct	Nadere specificatie	Gemiddelde jaarconsumptie (kg of L)	Meenemen in nadere analyse?
granen	brood, koek etc.	71	ja
aardappelen		43	ja
rijst		6	nee
knolgewassen	gekookt	7	ja
	rauw	1	ja
bladgroenten	gekookt	4	ja
	rauw	3	ja
overige groenten (i.e. geen knollen of bladgroenten)	gekookt	24	ja
	rauw	8	ja
peulvruchten		3	ja
vers fruit	inheems	19	ja
	uitheems	17	nee
vruchtenconserven		8	nee
melk(producten)	vers	114	ja
	houdbaar	23	ja
kaas		10	ja
eieren		5	ja
rundvlees		10	ja
varkensvlees		23	ja
kip e.d.		6	ja
kalfsvlees		0,5	ja
overig/gemengd vlees		5	ja = schapenvlees
zeevis		3	ja
zoetwatervis		0,5	ja
schaal- en schelpdieren		0,5	ja
soepen		26	ja, als drinkwater- bijdrage
oliën, vetten en hartige sauzen		16	nee
koffie en thee		264	ja, als drinkwater- bijdrage

Voedingsproduct	Nadere specificatie	Gemiddelde jaarconsumptie (kg of L)	Meenemen in nadere analyse?
vruchten- en groentensappen		20	ja, inheems
frisdranken, bier		169	ja, als drinkwaterbijdrage
alcoholische dranken, excl. bier		12	nee
diversen		39	nee

Tabel 7 *Visvangstgebieden*

Visvangstgebied	Zoetwatervis	Zeevis	Schaal- /schelpdieren
rivier/meer	alleen uit dat oppervlaktewater waarin geloosd wordt	-	-
lokale zee*	-	Noordzee direct langs de kust en Waddenzee	Noordzee direct langs de kust en Waddenzee
regionale zee*	-	Duitse Bocht	-

* deze zeeën zijn dezelfde als waaraan in Tabel 1 wordt gerefereerd.

N.B.: gezien het feit dat collectieve doses niet behoeven te worden berekend, is de grootte van de vangst niet van belang; neem voor de concentratie in zeevis de zee waar de hoogste concentratie van het betreffende radionuclide is berekend

Tabel 8 $F_{m,i}$ de concentratiecoëfficiënt naar melk $(Bq L^{-1})(Bq d^{-1})^{-1}$, $F_{vl,i}$ de concentratiecoëfficiënt naar vlees $(Bq kg^{-1})(Bq d^{-1})^{-1}$ en $B_{i,v}$ de concentratiecoëfficiënt van bodem naar gewas $(Bq kg^{-1}$ versgewicht plant)/ $Bq kg^{-1}$ droge grond) voor element i [4, 30, 60, 61]

Element	$F_{m,i}$ ($Bq L^{-1})(Bq d^{-1})^{-1}$)	$F_{vl,i}$ ($Bq kg^{-1})(Bq d^{-1})^{-1}$)	$B_{i,v}$ ($Bq kg^{-1}$ versgewicht plant)/ $Bq kg^{-1}$ droge grond)
H	2×10^{-2}	2×10^{-2}	*)
Li	5×10^{-2}	2×10^{-2}	1×10^{-3}
Be	1×10^{-4}	5×10^{-3}	4×10^{-3}
B	3×10^{-3}	8×10^{-4}	1×10^{-2}
C	2×10^{-2}	4×10^{-2}	1×10^{-1}
N	1×10^{-2}	1×10^{-2}	8×10^0
O	2×10^{-2}	2×10^{-1}	6×10^{-1}
F	7×10^{-3}	2×10^{-1}	3×10^{-2}
Na	4×10^{-2}	8×10^{-2}	4×10^{-1}
Mg	8×10^{-3}	2×10^{-2}	3×10^{-2}
Al	2×10^{-4}	2×10^{-3}	4×10^{-3}
Si	1×10^{-4}	3×10^{-4}	2×10^{-2}
P	3×10^{-2}	6×10^{-2}	3×10^0
S	2×10^{-2}	2×10^{-1}	9×10^{-1}
Cl	2×10^{-2}	8×10^{-2}	2×10^1
K	7×10^{-3}	2×10^{-2}	1×10^0
Ca	2×10^{-2}	2×10^{-3}	5×10^{-1}
Sc	6×10^{-5}	2×10^{-2}	2×10^{-1}
Ti	1×10^{-2}	2×10^{-2}	1×10^{-3}
V	5×10^{-4}	1×10^{-2}	3×10^{-3}
Cr	3×10^{-3}	3×10^{-2}	1×10^{-2}
Mn	3×10^{-4}	1×10^{-3}	3×10^{-1}
Fe	3×10^{-4}	3×10^{-2}	5×10^{-3}
Co	2×10^{-3}	3×10^{-2}	8×10^{-2}
Ni	2×10^{-2}	5×10^{-3}	5×10^{-2}
Cu	2×10^{-3}	1×10^{-2}	2×10^{-1}
Zn	1×10^{-2}	1×10^{-1}	4×10^{-1}
Ga	5×10^{-5}	5×10^{-1}	3×10^{-3}
Ge	1×10^{-2}	5×10^{-1}	6×10^{-1}
As	1×10^{-4}	2×10^{-2}	8×10^{-2}
Se	5×10^{-2}	1×10^{-1}	1×10^0
Br	5×10^{-2}	5×10^{-2}	4×10^{-1}
Rb	1×10^{-2}	3×10^{-2}	9×10^{-1}
Sr	3×10^{-3}	1×10^{-2}	4×10^{-1}
Y	6×10^{-5}	2×10^{-3}	3×10^{-3}
Zr	5×10^{-6}	2×10^{-2}	3×10^{-3}
Nb	3×10^{-3}	3×10^{-1}	1×10^{-2}
Mo	2×10^{-3}	7×10^{-3}	2×10^{-1}
Tc	1×10^{-3}	4×10^{-2}	1×10^1

Element	$F_{m,i}$ (Bq L ⁻¹)(Bq d ⁻¹) ⁻¹	$F_{vl,i}$ (Bq kg ⁻¹)(Bq d ⁻¹) ⁻¹	$B_{i,v}$ (Bq kg ⁻¹ versgewicht plant)/ Bq kg ⁻¹ droge grond)
Ru	2×10 ⁻⁵	5×10 ⁻²	3×10 ⁻²
Rh	1×10 ⁻²	2×10 ⁻³	3×10 ⁻²
Pd	1×10 ⁻²	4×10 ⁻³	1×10 ⁻¹
Ag	5×10 ⁻²	3×10 ⁻³	2×10 ⁻¹
Cd	2×10 ⁻³	1×10 ⁻³	5×10 ⁻¹
In	2×10 ⁻⁴	8×10 ⁻³	3×10 ⁻¹
Sn	3×10 ⁻³	8×10 ⁻²	1×10 ⁰
Sb	2×10 ⁻³	1×10 ⁻³	1×10 ⁻¹
Te	5×10 ⁻⁴	8×10 ⁻²	2×10 ⁰
I	1×10 ⁻²	4×10 ⁻²	1×10 ⁻¹
Cs	1×10 ⁻²	5×10 ⁻²	2×10 ⁻¹
Ba	5×10 ⁻⁴	2×10 ⁻⁴	2×10 ⁻¹
La	6×10 ⁻⁵	2×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Ce	3×10 ⁻⁵	2×10 ⁻³	9×10 ⁻³
Pr	6×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Nd	6×10 ⁻⁵	4×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Pm	6×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Sm	6×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	5×10 ⁻³
Eu	6×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Gd	6×10 ⁻⁵	4×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Tb	6×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Dy	6×10 ⁻⁵	6×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Ho	6×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Er	6×10 ⁻⁵	4×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Tm	6×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Yb	6×10 ⁻⁵	4×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Lu	6×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	3×10 ⁻³
Hf	2×10 ⁻⁵	4×10 ⁻¹	3×10 ⁻³
Ta	5×10 ⁻⁶	5×10 ⁻¹	7×10 ⁻³
W	5×10 ⁻⁴	4×10 ⁻²	8×10 ⁻¹
Re	2×10 ⁻³	1×10 ⁻²	3×10 ⁻¹
Os	5×10 ⁻³	4×10 ⁻¹	5×10 ⁻²
Ir	5×10 ⁻³	2×10 ⁻³	3×10 ⁻²
Pt	5×10 ⁻³	4×10 ⁻³	5×10 ⁻¹
Au	1×10 ⁻⁵	5×10 ⁻³	1×10 ⁻¹
Hg	5×10 ⁻⁴	3×10 ⁻¹	3×10 ⁻¹
Tl	3×10 ⁻³	4×10 ⁻²	3×10 ⁻¹
Pb	3×10 ⁻⁴	8×10 ⁻⁴	8×10 ⁻²
Bi	1×10 ⁻³	2×10 ⁻²	2×10 ⁻¹
Po	4×10 ⁻⁴	5×10 ⁻³	9×10 ⁻³
At	5×10 ⁻²	5×10 ⁻¹	3×10 ⁻¹
Fr	8×10 ⁻³	3×10 ⁻²	3×10 ⁻²
Ra	3×10 ⁻³	1×10 ⁻³	9×10 ⁻²

Element	$F_{m,i}$ (Bq L ⁻¹)(Bq d ⁻¹) ⁻¹	$F_{v,i}$ (Bq kg ⁻¹)(Bq d ⁻¹) ⁻¹	$B_{i,v}$ (Bq kg ⁻¹ versgewicht plant)/ Bq kg ⁻¹ droge grond)
Ac	2×10^{-5}	6×10^{-2}	3×10^{-3}
Th	5×10^{-6}	2×10^{-4}	5×10^{-3}
Pa	5×10^{-6}	5×10^{-3}	1×10^{-2}
U	5×10^{-4}	8×10^{-4}	5×10^{-2}
Np	1×10^{-5}	1×10^{-3}	2×10^{-2}
Pu	1×10^{-6}	3×10^{-4}	1×10^{-3}
Am	2×10^{-5}	5×10^{-4}	1×10^{-3}
Cm	2×10^{-5}	2×10^{-4}	1×10^{-3}
Bk	2×10^{-5}	2×10^{-4}	3×10^{-3}
Cf	2×10^{-5}	2×10^{-4}	3×10^{-3}
Es	2×10^{-6}	2×10^{-5}	1×10^{-3}
Fm	8×10^{-6}	2×10^{-4}	2×10^{-3}
Md	5×10^{-6}	2×10^{-4}	2×10^{-3}
No	5×10^{-6}	2×10^{-4}	2×10^{-3}
Lr	5×10^{-6}	2×10^{-4}	2×10^{-3}
Rf	2×10^{-5}	4×10^{-4}	3×10^{-3}
Db	5×10^{-6}	5×10^{-6}	2×10^{-3}

*) Gebruik 'specifieke activiteit' benadering van lucht naar gewas, zie eventueel pp.55-56 in NCRP-rapport 123-I [61]

Tabel 9 Retentiecoëfficiënten [63, 64] en opbrengsten [65, 66] voor enkele verschillende gewasklassen per jaar

Gewasklasse	μ (m ² kg ⁻¹)	$Y^{\#}$ (kg m ⁻²)
gras	2,9	1,3
groente	0,36	3,8
peulvruchten	0,36	0,5
fruit -appels	1	4
-peren	1	2,3
graan	0,13	0,7
knol- en wortelgewassen	0,14	4,6

[#])Y is hier de zogenaamde staande biomassa; bij de groenten en granen komt dit overeen met de totale massa die geoogst wordt; bij gras bedraagt de totale oogst ongeveer 7,4 kg m⁻² per jaar en is hier een gemiddelde “oogst” door begrazing gegeven gebaseerd op [67].

Tabel 10 *Het aandeel van de verschillende componenten van het voedselpakket voor runderen*

Consumptie door koe	Hoeveelheid
Water	24 L d ⁻¹
Plantaardig voedsel (gras, hooi, kuilvoer e.d.)	14 kg ^{#)} droog materiaal d ⁻¹
Grond	0,56 kg d ⁻¹

^{#)} komt ongeveer overeen met 70 kg vers gewicht [71]

Tabel 11 Gemiddelde verblijftijden (t, dagen) van het water in de verschillende bekkens [37]

	Verblijftijd
Andelse Maas	7
Biesbosch	21
Haringvliet	35
Loenderveen	30
IJsselmeer	150

Tabel 12 $B_{i,p}$, de concentratiecoëfficiënt naar het eetbare deel van vis en schaal-/schelpdieren (aquatische voedselketen) van element i [4, 30, 31, 60, 61]

Element	$B_{i,\text{schaal-/schelpdier}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹	$B_{i,\text{zeevis}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹	$B_{i,\text{zoetwatervis}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹
H	1	1	1
He	0	0	1
Li	1	1	1
Be	200	200	100
B	200	200	5
C	20000	20000	50000
N	60000	60000	200000
O	1	1	1
F	4	4	10
Ne	0	0	0
Na	10	10	20
Mg	1	1	50
Al	1000	500	500
Si	30	10	20
P	20000	30000	50000
S	5	5	1000
Cl	1	1	1000
Ar	0	0	0
K	5000	5000	10000
Ca	5	2	1000
Sc	10000	1000	100
Ti	1000	1000	1000
V	500	400	200
Cr	500	400	200
Mn	1000	500	500
Fe	10000	3000	200
Co	5000	1000	300
Ni	1000	1000	100
Cu	1700	700	200
Zn	50000	2000	1000
Ga	700	700	400
Ge	20000	4000	4000
As	1000	1000	400
Se	5000	6000	200
Br	10	3	400
Kr	1	1	0
Rb	20	10	2000
Sr	10	2	60
Y	1000	20	30
Zr	1000	100	300
Nb	1000	100	300
Mo	100	10	10
Tc	1000	30	20

Element	$B_{i,\text{schaal-/schelpdier}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹	$B_{i,\text{zeevis}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹	$B_{i,\text{zoetwatervis}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹
Ru	2000	2	10
Rh	1000	100	300
Pd	2000	300	10
Ag	5000	1000	10
Cd	250000	3000	200
In	15000	10000	10000
Sn	50000	50000	3000
Sb	400	1000	100
Te	10000	1000	400
I	100	10	40
Xe	1	1	0
Cs	30	100	2000
Ba	100	10	4
La	1000	100	30
Ce	1000	50	30
Pr	1000	30	100
Nd	1000	100	100
Pm	1000	500	30
Sm	1000	500	25
Eu	1000	300	50
Gd	2000	500	30
Tb	1000	60	25
Dy	1000	500	25
Ho	30	30	12000
Er	1000	30	12000
Tm	1000	500	25
Yb	1000	500	200
Lu	1000	25	25
Hf	1000	40	40
Ta	3000	60	100
W	30	30	12000
Re	30	30	12000
Os	1000	100	35
Ir	2000	20	10
Pt	1000	100	35
Au	1000	100	35
Hg	20000	20000	1000
Tl	15000	10000	10000
Pb	1000	300	300
Bi	1000	20	15
Po	50000	2000	100
At	50	10	15
Rn	0	0	0
Fr	1000	10000	30
Ra	100	500	50

Element	$B_{i,\text{schaal-/schelpdier}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹	$B_{i,\text{zeevis}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹	$B_{i,\text{zoetwatervis}}$ (Bq.kg ⁻¹)(Bq.L ⁻¹) ⁻¹
Ac	1000	50	15
Th	1000	10000	100
Pa	10	1000	10
U	10	1	10
Np	1000	10	30
Pu	300	40	30
Am	2000	50	30
Cm	500	50	30
Bk	1000	50	25
Cf	1000	50	25
Es	1000	25	25
Fm	10	10	10
Md	10	10	10
No	10	10	10
Lr	10	10	10
Rf	30	30	40
Db	30	30	40

Tabel 13 Biologische halveringstijd, T_b (dagen), van nucliden voor aquatische organismen [43, 77, 78, 79]

Nuclide	Mossel	Schaaldieren	Zeevis	Zoetwatervis
	(d)	(d)	(d)	(d)
²⁴¹ Am	10	ng	ng	ng
²⁴⁴ Cm	10	ng	ng	ng
⁶⁰ Co	10	10	100	10
¹³⁷ Cs	10	10	10	10
¹²⁹ I	ng	ng	1	1
²³⁹ Pu	10	1	30	30
⁹⁰ Sr	10	0,1	100	100
overig*	10	10	100	100

ng= niet gegeven; * overig geldt voor alle andere radionucliden en als geen waarde bekend is

Tabel 14 Waarden voor de parameters blootstellingstijd t_a [34] van gewassen en bewaartijd t_b voor verschillende producten [80]

	Blootstellingstijd t_a (dagen)	Bewaartijd tussen productie/oogst/slacht en consumptie t_b (dagen)
gras	30	0
bladgroente	60	5
fruit	60	5
wortel en knolgewassen	60	100
granen	60	100
melk	n.v.t.	3
vlees, vis	n.v.t.	6

Tabel 15 *Reductiegetallen voor radioactiviteit (%) bij de bereiding van voedsel [30, 81, 82]*

	Reductiepercentage van radioactiviteit
graanproducten	70%
kaas	80% *
melkproducten	0%
vis koken/bakken	10%
vlees koken/bakken	30%
bladgroente wassen	40%
wortel- en knol- gewassen schillen en koken (o.a. aardappels)	20%
vruchtendranken	0%
drinkwater koken, soepen, thee, koffie e.d.	0% §
overig voedsel	50%

- * voor de productie van een zelfde hoeveelheid kaas is 10 keer zoveel melk nodig; ondanks de reductie van activiteit in de grondstof van kaas, concentreert de overgebleven activiteit, waardoor de concentratie in gereed product zelfs kan verdubbelen t.o.v. die in melk
- § dit betreft alleen de drinkwaterbijdrage; reductie van activiteit aanwezig in thee en koffie wordt niet verdisconteerd (uitheems)

Tabel 16 *Inhalatietempi ($m^3 h^{-1}$) als functie van de uitgeoefende activiteit voor een volwassen man; tevens is de verdeling over de verschillende activiteiten gegeven voor een zittend-werk-verrichtende, volwassen man [83]*

	inhalatietempo ($m^3 h^{-1}$)	zittend-werk-verrichtende, volwassen man ^{*)}
slapen	0,45	8 uur
rust, zitten	0,54	2 ² / ₃ uur tijdens werk en 4 uur in vrije tijd
lichte arbeid	1,5	5 ¹ / ₃ uur tijdens werk en 3 uur in vrije tijd
zware arbeid	3,0	1 uur in vrije tijd

^{*)} hierbij wordt uitgegaan van 8 uur slapen, 8 uur werken en 8 uur vrije tijd per dag

Erratum DOVIS-A, RIVM rapport 610310006/2002

Vergelijkingen (3), (9), (14) en (18) op pagina 27, 33, 40, en 44 in DOVIS-A¹ zijn incorrect m.b.t. de ingroei van dochternucliden.

Vergelijking 3 met de daaronder staande tekst (op pagina 27) dient te worden vervangen door:

$$A_i(t) = \frac{B_1}{\lambda_1} \left[1 - \sum_{j=1}^i e^{-\lambda_j t} \prod_{\substack{k=1 \\ k \neq j}}^i \frac{\lambda_k}{\lambda_k - \lambda_j} \right] \quad i \geq 2 \quad (3)$$

waar

$A_i(t)$: activiteit per oppervlakte-eenheid van radionuclide i (Bq m⁻²)

B_1 : depositiesnelheid van de moeder radionuclide 1 ($=\lambda_1 B_1^*$) (Bq m⁻² s⁻¹)

λ_i : de vervalconstante van radionuclide i (s⁻¹)

In vergelijkingen (9), (14) en (18) voor activiteit (op pagina 33, 40 en 44) dient de laatste term, $+ \lambda^{p_i} N_j^{p_i}(t)$, vervangen te worden door $+ \lambda_{0,i} N_j^{p_i}(t)$, met:

$N_j^{p_i}(t)$: activiteit van de moedernuclide p_i (van radionuclide i) in compartiment j (Bq)

λ^{p_i} : vervalconstante van de moedernuclide p_i (van radionuclide i) (a⁻¹)

$\lambda_{0,i}$: vervalconstante van radionuclide i (a⁻¹)

Omdat er in de rest van het DOVIS-A rapport geen vergelijkingen zijn opgenomen die expliciet de ingroei van vervalproducten beschrijven, heeft deze correctie geen nadere consequenties voor de overige vergelijkingen.

De correcte differentiaalvergelijkingen zijn dus (wijzigingen zijn vetgedrukt):

$$\frac{dN_{i,j}}{dt} = \sum_{l \neq j} K_{jl} N_{i,l}(t) - \sum_{l \neq j} K_{lj} N_{i,j}(t) + W_{i,j}(t) - \lambda_{0,i} N_{i,j}(t) + \lambda_{0,i} N_j^{p_i}(t) \quad (9)$$

$$\frac{dN_i}{dt} = -K_i N_i(t) + \Phi_i(t) - \lambda_{0,i} N_i(t) + \lambda_{0,i} N^{p_i}(t) \quad (14)$$

$$\frac{dN_{i,j}}{dt} = \sum_{l \neq j} K_{jl} N_{i,l}(t) - \sum_{l \neq j} K_{lj} N_{i,j}(t) + \Phi_{i,j}(t) - \lambda_{0,i} N_{i,j}(t) + \lambda_{0,i} N_j^{p_i}(t) \quad (18)$$

waar de index voor de sommatie ook is aangepast om aan de gebruikelijke regel te voldoen (de sommatie is namelijk over index l , waarbij l niet gelijk mag zijn aan de vaste index j).

We merken tevens op dat in vgl. (14) de activiteit wordt aangeduid met N_i , terwijl Bijlage 2 ("Gebruikte grootheden en eenheden") aangeeft dat N_i het 'aantal radionucliden i ' is (hiermee wordt het aantal atomen van radionuclide i bedoeld). Daarnaast wordt in paragraaf 3.3.2 dit symbool gebruikt voor 'het aantal radionucliden per oppervlakte-eenheid van type i '.

Tot slot, in Bijlage 3 (op pagina 77) dient de definitie van AMAD te worden vervangen door:

AMAD: Activity Median Aerodynamic Diameter, die waarde van de aerodynamische diameter van aerosolen of andere stofdeeltjes waarbij de totale activiteit gebonden aan deeltjes kleiner dan deze diameter gelijk is aan de totale activiteit gebonden aan deeltjes groter dan deze diameter.

¹ www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/610310006.html